

Pilotprojekt Marschgewässer Niedersachsen: Teilprojekt Phytoplankton / Phytobenthos

Zusammenstellung vorhandener Daten und Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Komponenten Phytoplankton und Phytobenthos in den niedersächsischen Marschgewässern entsprechend der WRRL



Auftraggeber:
Unterhaltungsverband Kehdingen

September 2006

Inhalt:

1. Einleitung	4
2. Phytobenthos	5
2.1 Material und Methoden	5
2.2 Beschreibung der Gewässerabschnitte	7
2.2.1 Taxaliste und Anzahl der Taxa	7
2.2.2 Massenvorkommen der Taxa	8
2.2.3 Saisonale Variabilität	9
2.2.4 Vorkommen von Arten der Roten Liste	9
2.2.5 Anteil planktischer Taxa	10
2.3 Salzzeiger	11
2.3.1 Marine Arten	13
2.3.2 Halobienindex	14
2.4 Nährstoffbelastung	16
2.4.1 Trophieindex	16
2.4.2 Saprobienindex	18
2.5 Anpassung des Verfahrens nach SCHAUMBURG et al. (2005) zur Anwendung auf nicht tideoffene Marschgewässer	18
2.5.1 Allgemeines zu PHYLIB	18
2.5.2 Datenbasis	19
2.5.3 Ergebnisse	19
2.6 Bewertung der Gewässerstellen	22
2.6.1 Bewertung Bewertung nach PHYLIB	23
2.6.2 Anwendung des niederländischen Bewertungssystems (STOWA)	25
2.7 Anwendung auf die Modellgewässer	26
2.8 Schlussfolgerung	27
3. Phytoplankton	29
3.1 Material und Methoden	29
3.2 Beschreibung der Gewässerabschnitte	30
3.2.1 Biomasseparameter	30
3.2.2 Taxonomische Zusammensetzung des Planktons und saisonale Variabilität	31
3.3 Bewertungsverfahren	32
3.3.1 Trophiebewertung nach BRETTUM (1989)	32
3.3.2 Bewertungsverfahren nach MISCHKE (2005)	33
3.4 Schlußfolgerung	34
4. Zusammenfassung	35
5. Ausblick und weitere Vorgehensweise	36
6. Literatur	38
7. Anlagen	39

Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1: Stellenübersicht und Probenahmetermin	6
Tabelle 2: Rote Liste-Arten mit Summenhäufigkeit in allen Proben	9
Tabelle 3: Übersicht planktischer Taxa in nicht tideoffenen Marschgewässern	11
Tabelle 4: Salzzeiger in nicht tideoffenen Marschgewässern (n=57) in Niedersachsen	12
Tabelle 5: Übersicht mariner Taxa in 57 nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachsen	13
Tabelle 6: Allgemeine Referenzarten in nicht tideoffenen Marschgewässern	20
Tabelle 7: Trophie-Indizes nach den Verfahren von ROTT et. (1999) und DVWK (1999) (n = 57)	21
Tabelle 8: Bewertungsmodul „Trophie-Index“	21
Tabelle 9: Diatomeen-indizierte ökologischer Zustandsklassen (DIÖZ) in der Harle (Nenndorf und Carolinensiel) und Käseburger Sieltief	27
Tabelle 10: Liste der Messstellen mit Angaben zu Flusslänge [km] und Einzugsgebietsgröße [km ²] am Messpunkt sowie Fließgewässertyp nach Pottgiesser u.a. (2004) aus KROKER (2006)	30
Tabelle 11: Zusammenstellung wichtiger Parameter der Phytoplanktonbiomasse aus den Messungen 2002/ 03 aus KROKER (2006)	31
Tabelle 12: Trophieklassen nach Brettum (1989)	33

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstellen	5
Abbildung 2: Anzahl der Taxa in nicht tideoffenen Marschgewässern	7
Abbildung 3: Prozentuale Häufigkeit der häufigsten Taxa in den Proben mit Angabe der Art bei Massenvorkommen (prozentuale Häufigkeit > 40%)	8
Abbildung 4: Gesellschaftsanteile planktischer Diatomeen in nicht tideoffenen Marschgewässern	10
Abbildung 5: Gesellschaftsanteile der Salzzeiger in nicht tideoffenen Marschgewässern (n=57)	13
Abbildung 6: Gesellschaftsanteile mariner Diatomeenarten in 57 nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachsen	14
Abbildung 7a: Halobienindex nach ZIEMANN (1999) in nicht tideoffenen Marschgewässern	15
Abbildung 7b: Indizierte Salinität von nicht tideoffenen Gewässern (n=57) nach ZIEMANN et al. (1999)	15
Abbildung 8a: Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) an nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachs (n=57)	16
Abbildung 8b und 8c: Trophische Einstufung nach dem Verfahren b) nach ROTT (1999) und c) des DVWK (1999) in nicht tideoffenen Marschgewässern	17
Abbildung 9: Anwendung des Saprobienindex nach ROTT (1999)	18
Abbildung 10: Diatomeen-Index an nicht tideoffenen Marschgewässern	22
Abbildung 11: Anteile Ökologischer Zustandsklassen von nicht tideoffenen Marschgewässern nach Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“	23
Abbildung 12: Anteile Ökologischer Zustandsklassen von nicht tideoffenen Marschgewässern nach Bewertungsmodul „Trophie-Index“	24
Abbildung 13a: Ermittlung der Diatomeen-indizierten Zustandsklassen (DIÖZ _{Fließgewässer}) in nicht tideoffenen Marschgewässern nach Diatomeentyp 11	24
Abbildung 13b: Anteile Diatomeen-indizierter Zustandsklassen in nicht tideoffenen Marschgewässern für Diatomeentyp 11	25
Abbildung 14: Anteil der negativen Indikatorarten im Gewässertyp R16 im niederländischen Bewertungssystem (STOWA 2004)	26
Abbildung 15: Lage der Phytoplankton – Untersuchungsstellen	29
Abbildung 16: Prozentuale Anteile taxonomischer Gruppen am Gesamtbiovolumen in nicht tideoffenen Marschgewässern	32
Abbildung 17: Degradationsklassen für den Metric "Predegradation nach Trophie" mittels Chlorophyll a - Konzentration in nicht tideoffenen Marschgewässern (n=9)	33
Abbildung 18: Prozentuale Anteile der Kenngrößen (Pennales - orange, Chlorophyceen - grün und Blaualgen - blau) am Gesamtbiovolumen	34

1. Einleitung

Durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) besteht die Notwendigkeit das Phytoplankton und Phytobenthos als biozönotische Komponenten zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern mit heranzuziehen, damit Bewirtschaftungs- und Managementpläne für Flusseinzugsgebiete entwickelt werden können.

Für die Erstbewertung der Gewässer wurde zwischen 2002 und 2004 erstmalig das Phytoplankton und Phytobenthos in niedersächsischen Gewässern untersucht, die bisher in der biologischen Gewässergüte unberücksichtigt blieben.

Mit den Veröffentlichungen „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL“ (SCHAUMBURG et al. 2005) (im Folgenden als PHYLIB zitiert) und „Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ (MISCHKE 2005), gibt es inzwischen nationale Bewertungsverfahren für die vorgefundenen Diatomeen- und Phytoplanktonzönosen.

Entsprechend dem Anspruch der WRRL werden mit diesen Bewertungsverfahren Degradationen fließgewässertypspezifisch abgebildet. Die Typisierung ist die Basis und ein grundlegender Schritt für die Bewertung der Oberflächengewässer. Der Zustand der Gewässer wird als Abweichung von den typspezifischen Referenzbedingungen beschrieben. Nach der WRRL sollen in Gewässern mit einer guten ökologischen Qualität Arten vorkommen, die auch unter weitgehend ungestörten Bedingungen nachzuweisen wären.

Nach der Bestandsaufnahme der WRRL wurde ein Großteil der Wasserkörper in Niedersachsen als Marschgewässer eingestuft, die vorläufig als „erheblich verändert“ bzw. „künstlich“ ausgewiesen wurden. Für diese Wasserkörper ist als Umweltziel nicht der gute ökologische Zustand wie bei den natürlichen Oberflächenwasserkörpern, sondern das gute ökologische Potential zu erreichen. Aufgrund der geringen Datenmengen, die während der Entwicklungsphase für ein Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton und Phytobenthos verfügbar waren, wurden Marschgewässer in den für Deutschland verbindlichen Bewertungssystemen ausgenommen.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes sollte die Anwendbarkeit dieser Bewertungsverfahren für Marschgewässer anhand des vorliegenden Datensatzes überprüft und notwendige Verfahrensanpassungen erarbeitet werden. Dafür war es notwendig, die Daten in ein einheitliches Datenformat zusammenzustellen. Entsprechend der Beschreibung der für das Projekt ausgewählten Modellgewässer, wurden nur die Gewässer betrachtet, die keine offene Verbindung zur Nordsee haben und das Abflussregime über Schöpfwerke reguliert wird. Sie werden im Folgenden als „nicht tideoffene Marschgewässer“ bezeichnet.

Die Ergebnisse der Datenanalyse werden, getrennt nach den biologischen Bewertungskomponenten Phytobenthos und Phytoplankton, in dem vorliegenden Bericht dargestellt. Mit Hilfe eines modifizierten Bewertungsverfahrens soll der ökologische Zustand der Modellgewässer ermittelt und die Eignung dieser beiden Qualitätskomponenten zur Formulierung des höchsten und guten ökologischen Potentials überprüft werden, das für diesen Gewässertyp bis zum Jahr 2015 zu erreichen ist.

2. Phytobenthos

2.1 Material und Methoden

Die Probenahmen benthischer Diatomeen erfolgten zwischen den Jahren 2002 bis 2004 immer dreimal jährlich (Frühjahr, Sommer, Herbst) im Rahmen der Bestandsaufnahme für die WRRL und eines Sonderprojektes „Marschgewässer“. Insgesamt wurden 57 Proben an 17 Gewässerabschnitten in nicht tideoffenen Gewässern untersucht, von denen drei Proben aufgrund zu geringer Schalendichten nicht ausgewertet werden konnten. In Tabelle 1 sind die untersuchten Gewässerstellen aufgeführt. Die Lage der Messstellen kann Abbildung 1 entnommen werden.

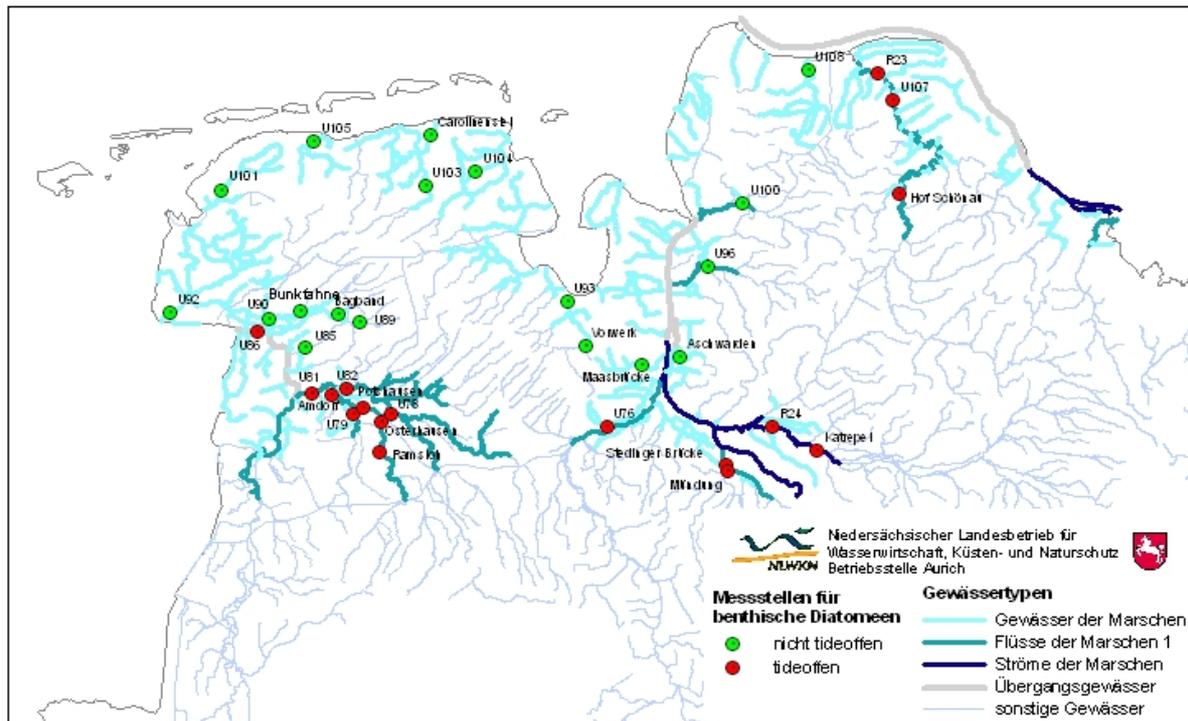


Abb.1: Lage der Untersuchungsstellen

Die Probenahme erfolgte weitgehend nach Maßgabe der „Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos“ (SCHAUMBURG et al 2005). Beprobte wurde das natürliche, für diesen Gewässertyp charakteristische Substrat in einer dauerhaft von Wasser überfluteten Tiefenzone. Das natürlicherweise vorkommende Bodensubstrat von Marschgewässern besteht in der Regel aus weichem, oft schlickigen, sandig-schlammigen Feinsedimenten. Die Begehung der Marschgewässer ist aufgrund der steil abfallenden Ufer und des schlickigen Substrates oft problematisch. Dabei erwies sich der Einsatz einer Bauschaufel als sehr hilfreich. Mit Hilfe der Schaufel konnte aus geringen Tiefen und möglichst strömungsberuhigten Bereichen die oberste Sedimentschicht abgehoben werden. Von dieser Schaufelprobe wurde 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.

Die weitere Probenaufbereitung, Herstellung von Dauerpräparaten und Auszählung der Schalenhälften folgten weitgehend der Handlungsanweisung von PHYLIB. Abweichend von der Vorgehensweise von PHYLIB wurden planktische Arten mit ausgezählt und weitestgehend bestimmt.

Tab.1: Stellenübersicht und Probenahmetermin

Gewässer	Messstelle	Beschreibung	Messstellennummer	Probenahme	Datum
Aschwardener Flutgraben		nicht tideoffen		Sommer	6.6.2004
Aschwardener Flutgraben		nicht tideoffen		Sommer	28.7.2004
Aschwardener Flutgraben		nicht tideoffen		Herbst	29.10.2004
Crildumersieler Tief	Nenndorf	nicht tideoffen	U104	Frühjahr	24.2.2004
Crildumersieler Tief	Nenndorf	nicht tideoffen	U104	Frühjahr	5.2.2002
Crildumersieler Tief	Nenndorf	nicht tideoffen	U104	Herbst	22.11.2002
Dornumersieler Tief	Dornum Altensiel	nicht tideoffen	U 105	Frühjahr	25.4.2002
Dornumersieler Tief	Dornum Altensiel	nicht tideoffen	U 105	Sommer	29.7.2002
Dornumersieler Tief	Dornum Altensiel	nicht tideoffen	U 105	Herbst	24.10.2002
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Frühjahr	16.4.2002
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Sommer	6.8.2002
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Herbst	29.10.2002
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Herbst	29.10.2003
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Frühjahr	28.4.2004
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Sommer	23.7.2004
Fehntjer Tief	Oldersum	nicht tideoffen	U 90	Herbst	28.10.2004
Fehntjer Tief	Bunkfahne	nicht tideoffen		Herbst	29.10.2002
Fehntjer Tief	Bunkfahne	nicht tideoffen		Frühjahr	28.4.2004
Fehntjer Tief	Bunkfahne	nicht tideoffen		Sommer	23.7.2004
Fehntjer Tief	Bunkfahne	nicht tideoffen		Herbst	28.10.2004
Fehntjer Tief	Bagband	nicht tideoffen	U 92	Herbst	29.10.2003
Fehntjer Tief	Bagband	nicht tideoffen	U 92	Frühjahr	28.4.2004
Fehntjer Tief	Bagband	nicht tideoffen	U 92	Sommer	23.7.2004
Fehntjer Tief	Bagband	nicht tideoffen	U 92	Herbst	28.10.2004
Geeste	Bramel	nicht tideoffen	U100	Frühjahr	16.2.2002
Geeste	Bramel	nicht tideoffen	U100	Sommer	1.7.2002
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Frühjahr	25.4.2002
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Sommer	29.7.2002
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Herbst	24.10.2002
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Frühjahr	27.4.2004
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Sommer	23.7.2004
Harle	Nenndorf	nicht tideoffen	U 103	Herbst	28.10.2004
Harle	Carolinensiel	nicht tideoffen	U 105	Frühjahr	27.4.2004
Harle	Carolinensiel	nicht tideoffen	U 105	Sommer	23.7.2004
Harle	Carolinensiel	nicht tideoffen	U 105	Herbst	2.11.2004
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Frühjahr	25.4.2002
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Sommer	5.8.2002
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Herbst	22.11.2002
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Frühjahr	14.5.2004
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Sommer	22.7.2004
Jade	Hohenberge	nicht tideoffen	U93	Herbst	27.10.2004
Jade	Vorwerk	nicht tideoffen		Frühjahr	14.5.2004
Jade	Vorwerk	nicht tideoffen		Sommer	23.7.2004
Jade	Vorwerk	nicht tideoffen		Herbst	27.10.2004
Käseburger Sieltief	Maasbrücke	nicht tideoffen		Frühjahr	14.5.2004
Käseburger Sieltief	Maasbrücke	nicht tideoffen		Sommer	22.7.2004
Käseburger Sieltief	Maasbrücke	nicht tideoffen		Herbst	27.10.2004
Knockster Tief	Buntelsweg	nicht tideoffen	U 92	Frühjahr	16.4.2002
Knockster Tief	Buntelsweg	nicht tideoffen	U 92	Sommer	6.8.2002
Knockster Tief	Buntelsweg	nicht tideoffen	U 92	Herbst	29.10.2002
Lune	Stotel	nicht tideoffen	U96	Frühjahr	16.4.2002
Lune	Stotel	nicht tideoffen	U96	Sommer	1.7.2002
Medem	Otterndorf	nicht tideoffen	U108	Frühjahr	16.4.2002
Medem	Otterndorf	nicht tideoffen	U108	Sommer	1.7.2002

Norder Tief	Norden Gastmarschersiel	nicht tideoffen	U 101	Frühjahr	16.4.2002
Norder Tief	Norden Gastmarschersiel	nicht tideoffen	U 101	Sommer	29.7.2002
Norder Tief	Norden Gastmarschersiel	nicht tideoffen	U 101	Herbst	24.10.2002
Sauteler Kanal	Neermoor	nicht tideoffen	U 85	Frühjahr	22.4.2002
Sauteler Kanal	Neermoor	nicht tideoffen	U 85	Sommer	6.8.2002
Sauteler Kanal	Neermoor	nicht tideoffen	U 85	Herbst	29.10.2002

2.2 Beschreibung der Gewässerabschnitte

Da für die benthischen Diatomeen in nicht tideoffenen Marschgewässern keine langjährigen Datensätze vorliegen und historische Daten auch nur spärlich sind, kann eine Beschreibung der Diatomeenzönose nur mit dem hier vorliegenden Datenbestand erfolgen. Im Folgenden werden die Diatomeengesellschaften anhand verschiedener Kriterien wie der Anzahl der Taxa, Artenzusammensetzung und Massenvorkommen charakterisiert und anschließend verschiedene Indizes berechnet, die Grundlage des PHYLIB-Verfahrens sind.

2.2.1 Taxaliste und Anzahl der Taxa

In Anlage 1 sind alle Taxa der 57 Proben aus nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachsen aufgeführt. Insgesamt wurden 351 Taxa ermittelt. Die Anzahl der Taxa an den Probestellen schwankt zwischen 13 und 79 (Abbildung 2).

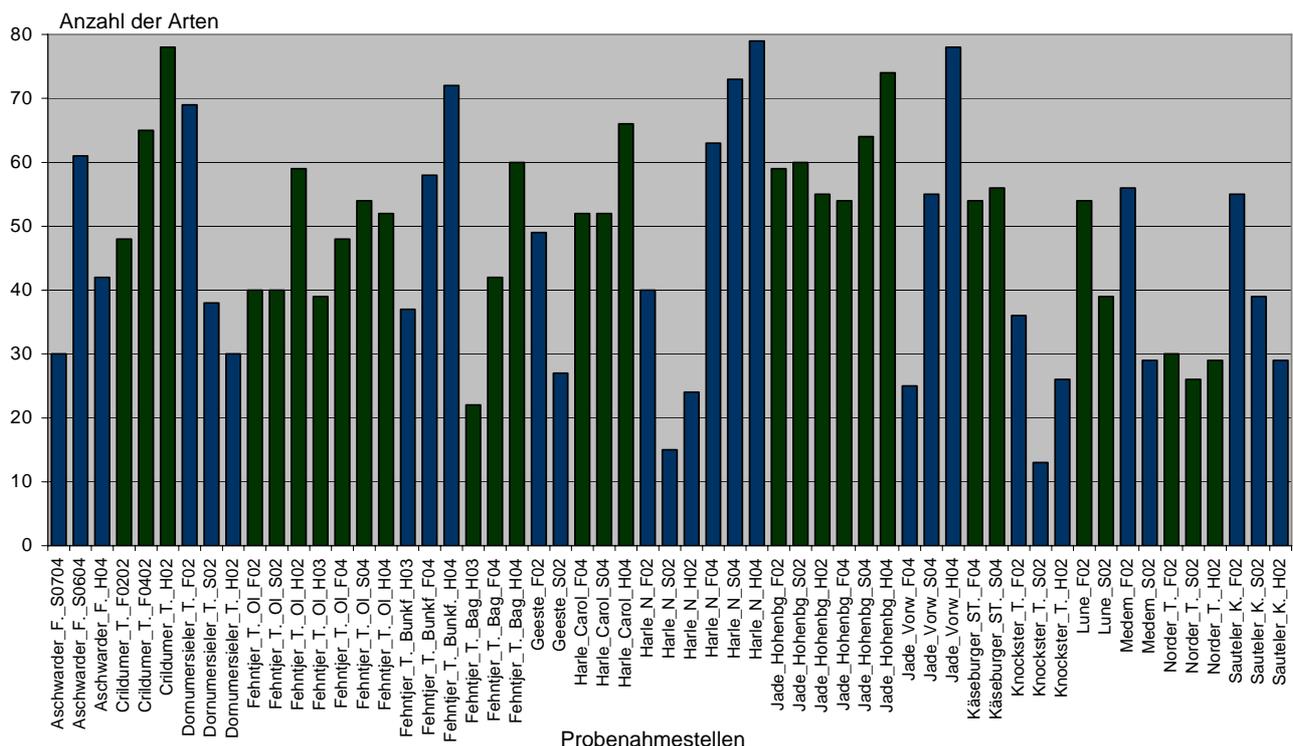


Abb. 2: Anzahl der Taxa in nicht tideoffenen Marschgewässern

Vergleicht man die Taxazahlen mit denen aus dem Gesamtdatensatz, der für die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens nach PHYLIB zu Grunde gelegt wurde (1296 Befunde), dann wird in den nicht tideoffenen Gewässern Niedersachsens mit 47 Taxa ein im Vergleich zu den anderen Diatomeentypen hoher Median der Taxazahlen erreicht. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommt auch HOFMANN (2005) bei der Überarbeitung und Charakterisierung der Diatomeentypen.

2.2.2 Massenvorkommen der Taxa

Das massive Auftreten einer oder weniger Formen in einer Gewässerprobe wird oft als Störung der natürlichen Verhältnisse gedeutet. So können bei kurzfristigen trophischen/saprobiellen Belastungen Massentwicklungen verschmutzungstoleranter Arten wie *Navicula minima* auftreten oder auch sehr hohe Salzgehalte zu Massentwicklungen von salztoleranten und/oder im Süßwasser auftretenden Ubiquisten führen. Massenvorkommen sind jedoch nicht stets als Folge von Belastungen zu werten, sondern können auch natürliche Phänomene darstellen. So sind jahreszeitlich häufig auftretende Entwicklungsschübe wie beispielsweise von *Navicula lanceolata* im Frühjahr häufig zu beobachten.

In dem Bewertungsverfahren nach PHYLIB führen Massenvorkommen (> 40 %) ubiquistischer Arten (Typspezifische Referenzarten) im Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ zu einer Abwertung, während Massenvorkommen von den überwiegend trophie-sensiblen Allgemeinen Referenzarten als ein natürliches Phänomen betrachtet werden (HOFMANN 2005).

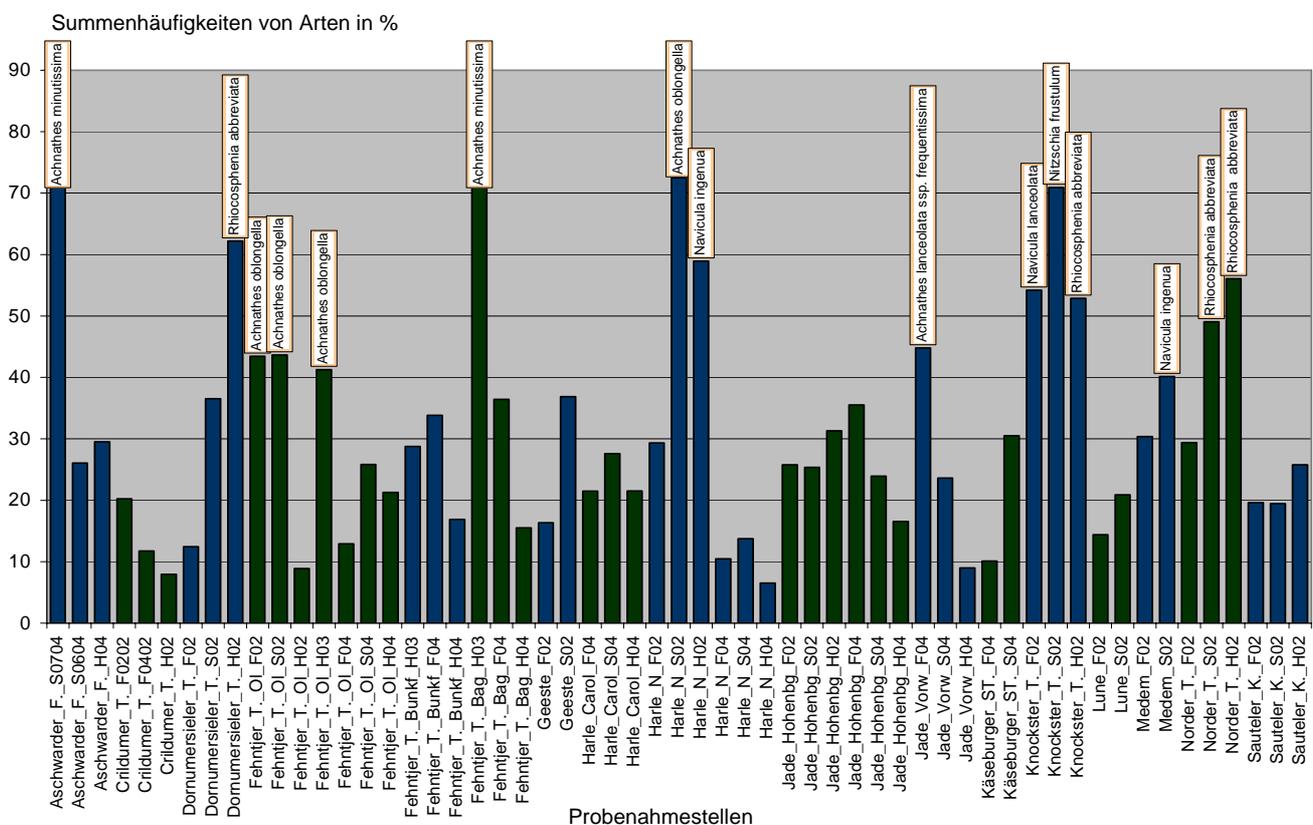


Abb. 3: Prozentuale Häufigkeit der häufigsten Taxa in den Proben mit Angabe der Art bei Massenvorkommen (prozentuale Häufigkeit > 40%)

In Abbildung 3 sind Massenvorkommen (> 40 %) von Taxa in den nicht tideoffenen Marschgewässern dargestellt. An 17 Probestellen konnten Massenvorkommen (> 40 %) von insgesamt acht Diatomeenarten festgestellt werden. Dazu gehören *Achnanthes oblongella* und *Achnanthes minutissima*, die im PHYLIB den Allgemeinen Referenzarten zugeordnet werden. *Achnanthes oblongella*, die an vier Probestellen massenhaft auftritt, hat entsprechend der Einstufung nach ROTT (1999) einen niedrigen Trophiewert und gilt daher als Indikatorart geringer trophischer Belastung. Dagegen zählen *Navicula minima*, *Achnanthes lanceolata*

ssp. frequentissima und *Navicula lanceolata* zu den verschmutzungstoleranten Arten. *Navicula ingenua* wird in der Roten Liste als „extrem selten“ aufgeführt und tritt an zwei Probestellen mit hohen Individuenzahlen auf. Neben *Rhoicosphenia abbreviata*, die an vier Probestellen massenhaft nachgewiesen werden konnte, trat weiterhin die zu den Salzzeigern gehörende *Nitzschia frustulum* an einer Probenstelle massenhaft auf.

2.2.3 Saisonale Variabilität

Um die hohe saisonale Variabilität der Phytobenthosgesellschaften zu untersuchen, wurde der Datensatz in Bezug auf die Taxazahlen entsprechend der Jahreszeit ausgewertet. Summiert man die Taxazahl der Proben der einzelnen Jahreszeiten, dann zeigen die Frühjahrsproben (n=20) mit 1056 den höchsten Wert. Die Sommerproben (n=19) weisen mit einem Wert von 800 die geringste Taxazahl auf.

Navicula gregaria war in den 20 Frühjahrsproben mit einer Summenhäufigkeit von 168,6 % die häufigste Art der im Frühjahr insgesamt verzeichneten 259 Taxa. In den Sommerproben dominierte bei 219 Taxa *Achnanthes oblongella* mit einer Summenhäufigkeit von 171,7% und in den Herbstproben (n=20) war *Rhoicosphenia abbreviata* von den insgesamt 245 nachgewiesenen Taxa mit einer Summenhäufigkeit von 183,4% am häufigsten vertreten.

2.2.4 Vorkommen von Arten der Roten Liste

Tab. 2: Rote Liste-Arten mit Summenhäufigkeit in allen Proben

RL = Gefährdungsgrad nach LANGE-BERTALOT (1996): 3 = gefährdet, 4 = Gefährdung anzunehmen, 5 = extrem selten

Taxon	Name	RL	Summenhäufigkeit
Achnanthes laterostrata	HUSTEDT	3	6,6
Achnanthes lutheri	HUSTEDT	5	3,3
Achnanthes peragalli	BRUN & HERIBAUD	3	0,5
Amphora inariensis	KRAMMER	3	21
Eunotia arcubus	NOERPEL & LANGE-BERTALOT	4	0,2
Eunotia implicata	NOERPEL & al.	4	1,2
Fragilaria acidoclinata	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	4	0,7
Frustulia rhomboides	(EHRENBERG) DE TONI	4	10,1
Navicula americana	EHRENBERG	5	0,4
Navicula angusta	GRUNOW	3	0,2
Navicula exilis	KÜTZING	4	0,3
Navicula ingenua	HUSTEDT	5	212,9
Neidium productum	(W.SMITH) CLEVE	4	0,5
Nitzschia harderi		5	0,2
Nitzschia subacicularis	HUSTEDT	5	0,2
Pinnularia pseudogibba	KRAMMER	4	0,2
Pinnularia subgibba	KRAMMER	4	0,7
Tetracyclus rupestris	(BRAUN) GRUNOW	4	0,2
			259,4

Es wurden 20 Arten der Roten Liste ermittelt (LANGE-BERTALOT 1996), die insgesamt 5,6 % der Taxa und 4,3 % der Summenhäufigkeit der Gesamttaxaliste entsprechen. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über Vorkommen und Gefährdungsgrad dieser Arten. Mit Ausnahme von *Navicula ingenua*, die in über einem Drittel der Proben (n=22) nachgewiesen werden konnte, davon in zwei Proben massenhaft, traten die meisten Arten nur vereinzelt auf.

2.2.5 Anteil planktischer Taxa

Bei 36 Taxa wird die Lebensweise als überwiegend planktisch beschrieben (KRAMMER & LANGE BERTALOT 1986-1991). Der prozentuale Anteil planktischer Diatomeen an der Gesamttaxaliste entspricht ca.10 %. Teilweise ungesichert ist dabei die Zuordnung mariner Arten, über deren Lebensweise bisher noch keine ausreichenden Informationen vorliegen.

Tabelle 3 gibt eine Übersicht der in den Proben nachgewiesenen planktischen Arten.

Mit Ausnahme einer Probe konnten an allen untersuchten Gewässerabschnitten planktische Diatomeenarten nachgewiesen werden. In zwei Drittel der Proben waren sie mit einem Anteil von bis zu 10 % vertreten und nur in drei Proben setzte sich die Diatomeengesellschaft aus überwiegend planktischen Formen zusammen (Abbildung 4). In der Frühjahrsprobe des Fehntjer Tiefs (Bagband) erreichte ihr Anteil den Spitzenwert von 63,6 %. Die drei häufigsten planktischen Taxa waren *Aulacoseira spp.*, *Cyclotella meneghiniana* und *Stephanodiscus hantzschii*.

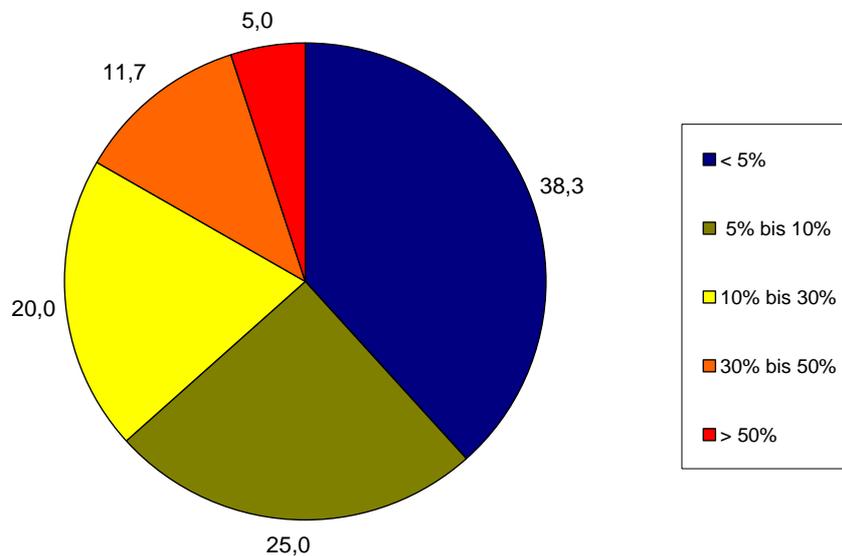


Abb. 4: Gesellschaftsanteile planktischer Diatomeen in nicht tideoffenen Marschgewässern

Tab. 3: Übersicht planktischer Taxa in nicht tideoffenen Marschgewässern

TAXON	Summenhäufigkeit	Anzahl der Funde
<i>Actinocyclus normanii</i>	3,6	10
<i>Asterionella formosa</i>	5,0	7
<i>Asterionella</i> spp.	0,2	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,7	2
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	2,4	2
<i>Aulacoseira</i> spp.	169,4	31
<i>Coscinodiscus</i> spp.	0,2	1
<i>Cyclostephanos dubius</i>	45,8	17
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	16,6	26
<i>Cyclostephanos</i> spp.	0,4	1
<i>Cyclotella atomus</i>	63,2	25
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	106,8	44
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	68,2	18
<i>Cyclotella radiosa</i>	1,3	5
<i>Cyclotella</i> spp.	16,6	20
<i>Cyclotella stelligera</i>	3,0	5
<i>Cyclotella striata</i>	6,3	3
<i>Cyclotella striata/scaldensis</i>	2,4	3
<i>Diatoma tenue</i>	3,8	5
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,5	1
<i>Nitzschia acicularis</i>	27,2	22
<i>Skeletonema potamos</i>	5,2	6
<i>Skeletonema</i> spp.	0,9	1
<i>Skeletonema subsalsum</i>	2,6	2
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	82,7	35
<i>Stephanodiscus lucens</i>	4,2	7
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	0,2	1
<i>Stephanodiscus parvus</i>	9,4	9
<i>Stephanodiscus</i> spp.	1,8	3
<i>Thalassiosira bramaputrae</i>	1,4	2
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	10,8	6
<i>Thalassiosira visurgis</i>	0,5	1
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	0,9	3
Centrales	86,1	35
Centrales Gürtelband	0,7	1
Centrales <10µm	20,8	7

2.3 Salzzeiger

Unter Salzzeigern werden Taxa zusammengefasst, deren ökologischer Verbreitungsschwerpunkt im Brackwasser und elektrolytreichen Süßwasser im Binnenland angegeben wird (KRAMMER & LANGE BERTALOT 1986-1991). In Tabelle 4 sind die Salzzeiger aller Befunde in nicht tideoffenen Gewässern zusammengestellt. Insgesamt konnten 73 Taxa nachgewiesen werden, deren Anteil damit 21 % der verzeichneten Taxa entspricht. Darin enthalten sind auch die rein marinen Arten, die mit einem Anteil von 19 % vertreten sind.

In vier Proben des Datensatzes fehlen Salzzeiger völlig, in 40 % der Gewässerstrecken waren sie in geringer Anzahl vertreten (< 5 %). In nahezu 50 % der Proben wurden Salzzeiger in geringen (5-10 %) und mäßigen (10-20 %) Anteilen verzeichnet. In 5 % der Proben wurden erhebliche Anteile nachgewiesen (Abbildung 5).

Tab. 4: Salzzeiger in nicht tideoffenen Marschgewässern (n=57) in Niedersachsen

TAXON	Autor
Actinoptychus senarius	(EHRENBERG) EHRENBERG
Amphora coffeaeformis	(J.G.AGARDH) KUETZING
Bacillaria paradoxa	GMELIN
Caloneis amphibiaena	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE
Campylosira cymbelliformis	(A. SCHMIDT) GRUNOW
Cocconeis scutellum	EHRENBERG
Cymatosira belgica	GRUNOW
Delphineis minutissima	(HUSTEDT) SIMONSEN
Delphineis surirella	(EHRENBERG) ANDREWS
Delphineis surirelloides	(SIMONSEN) ANDREWS
Dimeregramma minor	(GREGORY) RALFS
Diploneis didyma	(EHRENBERG) EHRENBERG
Diploneis interrupta	(KUETZING) CLEVE
Diploneis ovalis	(HILSE) CLEVE
Diploneis smithii	(BREBISSON) CLEVE
Diploneis stroemii	HUSTEDT
Entomoneis paludosa	(W.SMITH) REIMER
Eunotogramma dubium	
Fragilaria fasciculata	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT
Fragilaria pulchella	(RALFS) LANGE-BERTALOT
Gyrosigma fasciola	(EHRENBERG) GRIFFITH & HENFREY
Navicula cincta	(EHRENBERG) RALFS
Navicula cuspidata	(KUETZING) KUETZING
Navicula digitoradiata	(GREGORY) RALFS
Navicula halophila	(GRUNOW) CLEVE
Navicula integra	(W.SMITH) RALFS
Navicula perminuta	GRUNOW
Navicula phyllepta	KUETZING
Navicula protracta	(GRUNOW) CLEVE
Navicula pygmaea	KUETZING
Navicula recens	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT
Navicula rhynchotella	LANGE-BERTALOT
Navicula salinarum	GRUNOW
Navicula schroeterii	MEISTER
Navicula spicula	(HICKIE) CLEVE
Nitzschia agnita	HUSTEDT
Nitzschia amplexans	HUSTEDT
Nitzschia brevissima	GRUNOW
Nitzschia calida	GRUNOW
Nitzschia clausii	HANTZSCH
Nitzschia commutatoidea	LANGE-BERTALOT
Nitzschia compressa	(BAILEY) BOYER
Nitzschia constricta	(KUETZING) RALFS
Nitzschia dubia	W.SMITH
Nitzschia filiformis	(W.SMITH) VAN HEURCK
Nitzschia filiformis var. conferta	(RICHTER) LANGE-BERTALOT
Nitzschia frustulum	(KUETZING) GRUNOW

Nach dieser Auswertung sind die Harle und der Aschwarde Flutgraben tendenziell wenig salzbeeinflusste Gewässer. Allerdings wird aus den jahreszeitlichen Schwankungen und den zum Teil großen Unterschieden in Auftreten und Abundanz der Salzzeiger in den einzelnen Untersuchungsjahren deutlich, dass die zur Verfügung stehende Datenmenge für eine eindeutige Aussage zu gering ist.

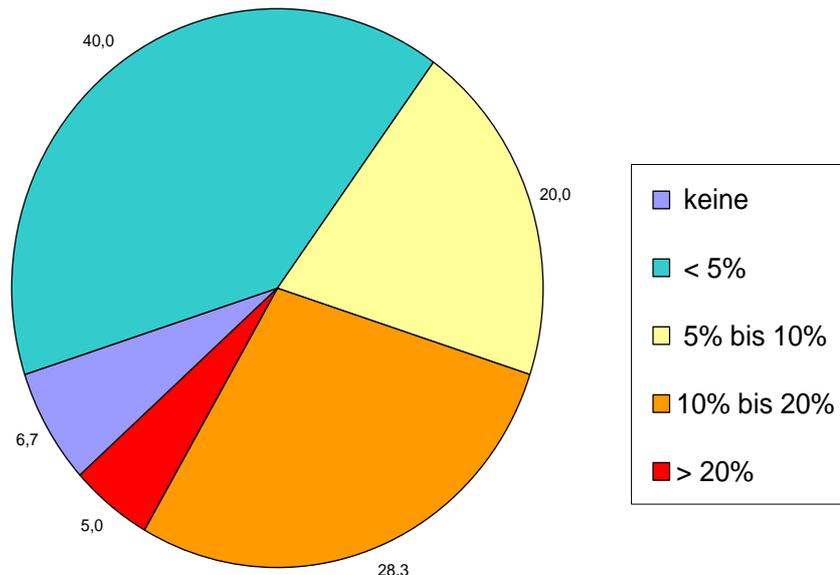


Abb. 5: Gesellschaftsanteile der Salzzeiger in nicht tideoffenen Marschgewässern (n=57)

2.3.1 Marine Arten

Eine Besonderheit der Marschgewässerproben ist das Auftreten rein mariner Arten. Insgesamt wurden 14 marine Taxa in den Proben nachgewiesen (Tabelle 5), die einen Anteil von annähernd 4 % an der Gesamttaxaliste ausmachen. *Cymatosira belgica* und *Delphineis minutissima* sind als häufigste Arten zu nennen.

Tab. 5: Übersicht mariner Taxa in 57 nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachsen

TAXON	AUTOR
Actinoptychus senarius	(EHRENBERG) EHRENBERG
Campylosira cymbelliformis	(A. SCHMIDT) GRUNOW
Cymatosira belgica	GRUNOW
Delphineis minutissima	(HUSTEDT) SIMONSEN
Delphineis surirella	(EHRENBERG) ANDREWS
Delphineis surirelloides	(SIMONSEN) ANDREWS
Dimeregramma minor	(GREGORY) RALFS
Odontella aurita	(LYNGBYE) AGARDS
Opephora spp.	PETIT
Plagiogramma staurophorum	(GREGORY) HEIBERG
Raphoneis amphiceros	(EHRENBERG) EHRENBERG
Rhabdonema minutum	KÜTZING
Thalassionema nitzschioides	(GRUNOW) GRUNOW
marine Form non det.	

In Abbildung 6 ist der Anteil mariner Arten in 57 Marschgewässerproben dargestellt. Danach konnten in einem Drittel der Proben keine marinen Taxa ermittelt werden.

In 56 % der berücksichtigten Proben war der Anteil mariner Arten mit einem Wert bis 5 % nur gering und nur an 2 Gewässerstrecken lag ihr Anteil über 10 %.

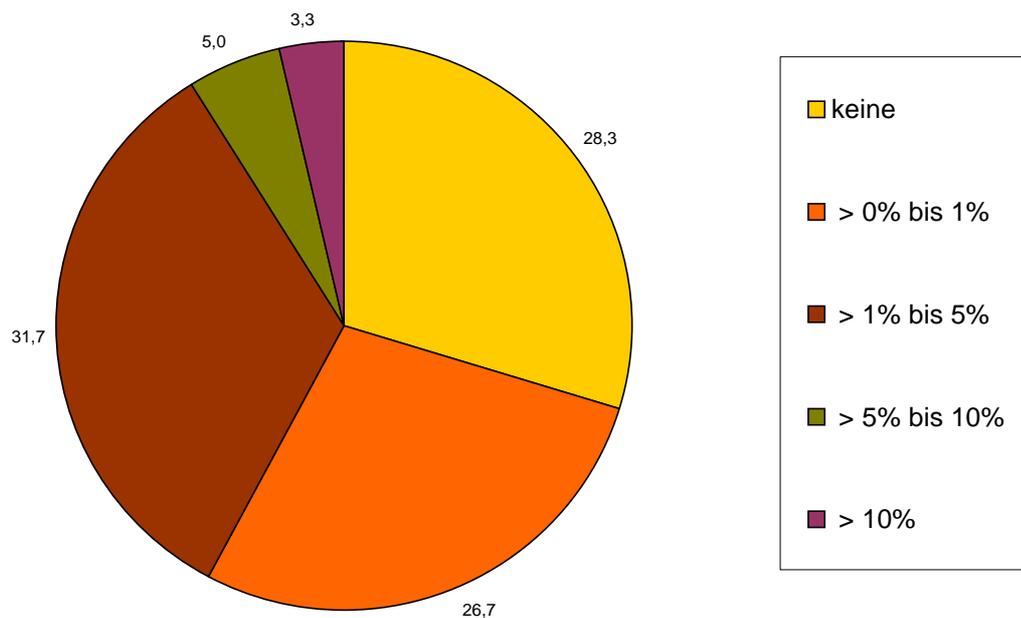


Abb. 6: Gesellschaftsanteile mariner Diatomeenarten in 57 nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachsen

2.3.2 Halobienindex

Der Salzgehalt bestimmt wesentlich die Artenzusammensetzung und Häufigkeit von Arten in Diatomeengesellschaften. Der Halobienindex nach ZIEMANN et al. (1999) dient zur Klassifizierung mehr oder weniger stark versalzter limnischer Gewässerabschnitte. Er basiert auf dem Vorkommen von Arten in verschiedenen Salinitätsstufen. Unterschieden werden dabei salzmeidende und salzliebende Arten. Halobienindizes um den Wert 0 kennzeichnen typisches Süßwasser, negative Indizes salzarme - meist elektrolytarmer und/oder saure Gewässer und Werte > 10 weisen auf einen erhöhten Salzgehalt hin. Da die Klassifizierung nach ZIEMANN in natürlich salzhaltigen Gewässern keine Gültigkeit hat, wird der Halobienindex für die Marschgewässer nur zur Abgrenzung mehr oder weniger stark salzhaltiger Gewässerabschnitte herangezogen.

Die Halobienindizes aller nicht tideoffenen Marschgewässer sind in Abbildung 7a und Abbildung 7b dargestellt. In Abbildung 7b wird deutlich, dass mit einem Anteil von 87 % die Mehrzahl der untersuchten Gewässerabschnitte als typische Süßgewässer gelten können, während in 8 % ein geringer Salzeinfluss nachzuweisen ist.

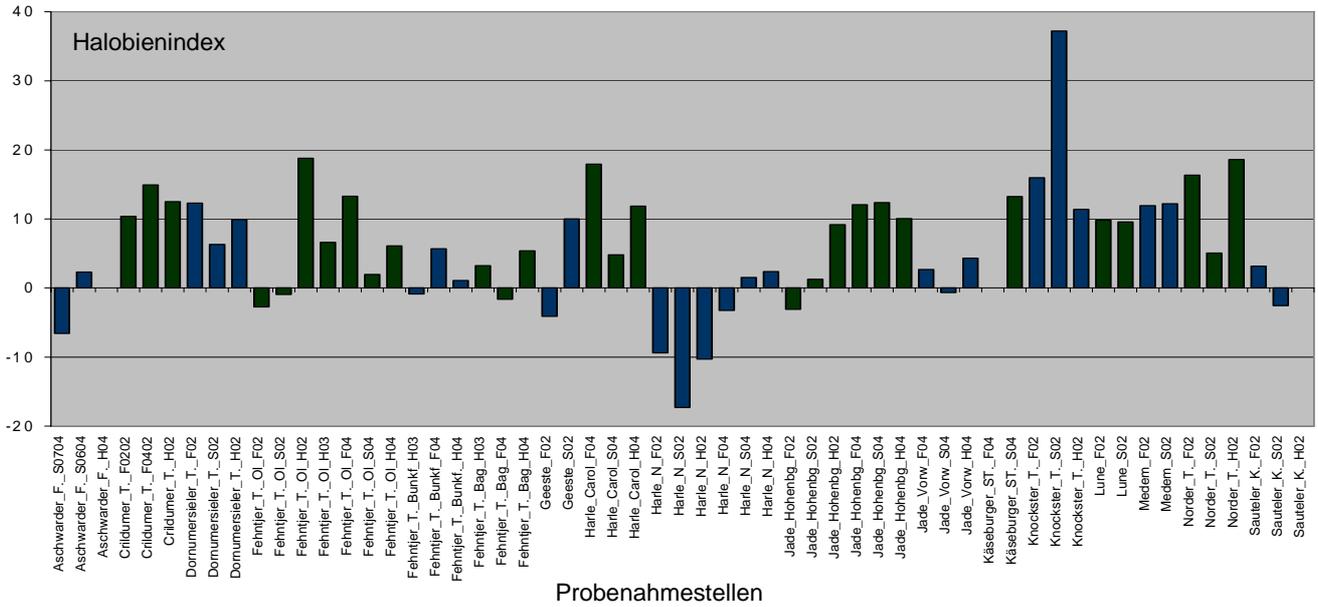


Abb. 7a: Halobienindex nach ZIEMANN (1999) in nicht tideoffenen Marschgewässern

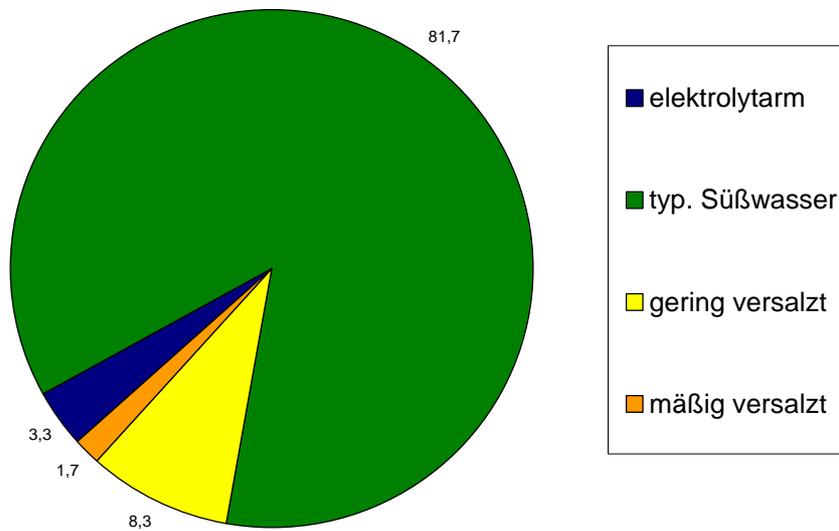


Abb. 7b: Indizierte Salinität von nicht tideoffenen Gewässern (n=57) nach ZIEMANN et al. (1999)

2.4 Nährstoffbelastung

2.4.1 Trophie-Index

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der Trophiebewertung nach ROTT et al. (1999) und nach dem deutschen TDI (DVWK 1999) dargestellt.

Bei Anwendung des Trophieindex nach ROTT et al. (1999) (Abbildung 8a) überschreiten 76% der Gewässerstellen den eutrophen Zustand und indizieren somit einen hohen trophischen Status (eu-polytroph, polytroph und poly-hypertroph) (Abbildung 8b). Nur 13 % der Gewässerabschnitte weisen dagegen eine geringe bis mäßige Nährstoffbelastung (oligotroph bis meso-eutroph) auf.

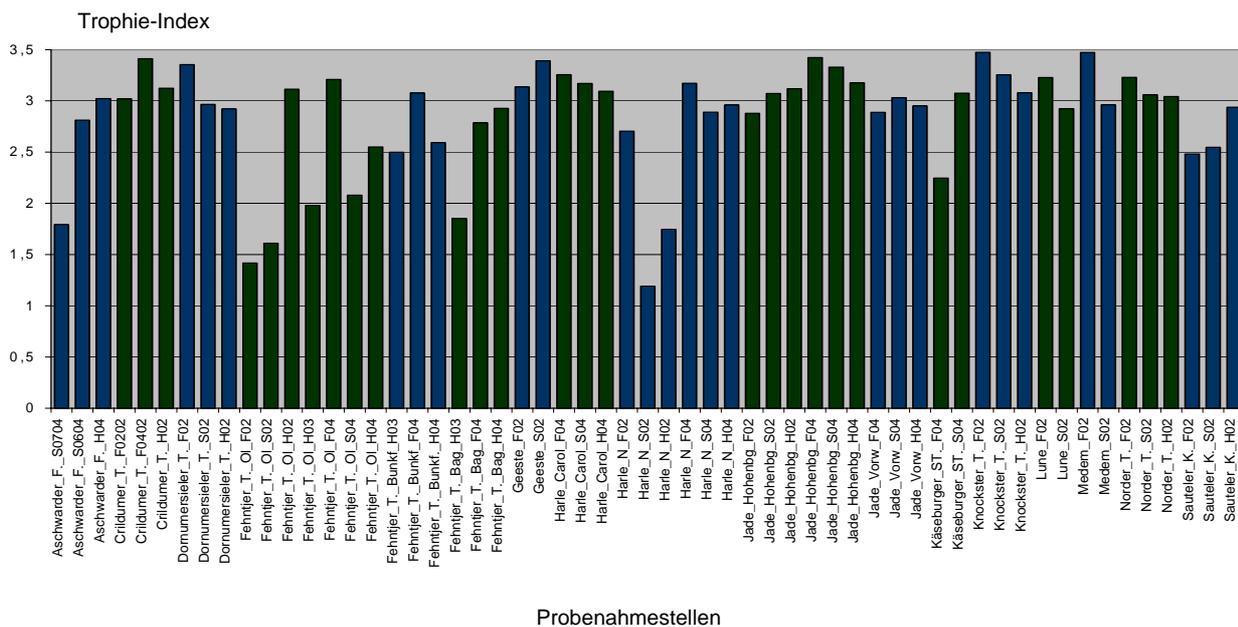


Abb. 8a: Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) an nicht tideoffenen Marschgewässern in Niedersachs (n=57)

Zu einer milderen Bewertung der Gewässerabschnitte führt die Anwendung des TDI (CORING et al. 1999) (Abbildung 8c). Danach wird bei 37 % der Proben ein polytropher Zustand indiziert und 46 % der untersuchten Gewässerabschnitte sind kaum und mäßig nährstoffbelastet (oligotroph bis meso-eutroph). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die ökologischen Toleranzen von Salzzeigern nicht hinreichend bekannt sind und Kenntnisse darüber fehlen, inwieweit trophische Belastungen durch Salzbeeinflussung überlagert werden.

Zudem erschwert die unterschiedliche Skalierung beider Verfahren einen Vergleich der Trophie-Indikation. So werden nach ROTT et al. (1999) neun Stufen unterschieden, während das Verfahren von CORING et al. (1999) sieben Stufen abgrenzt, die sich in ihrer Beziehung zum Gesamtphosphorgehalt nicht entsprechen.

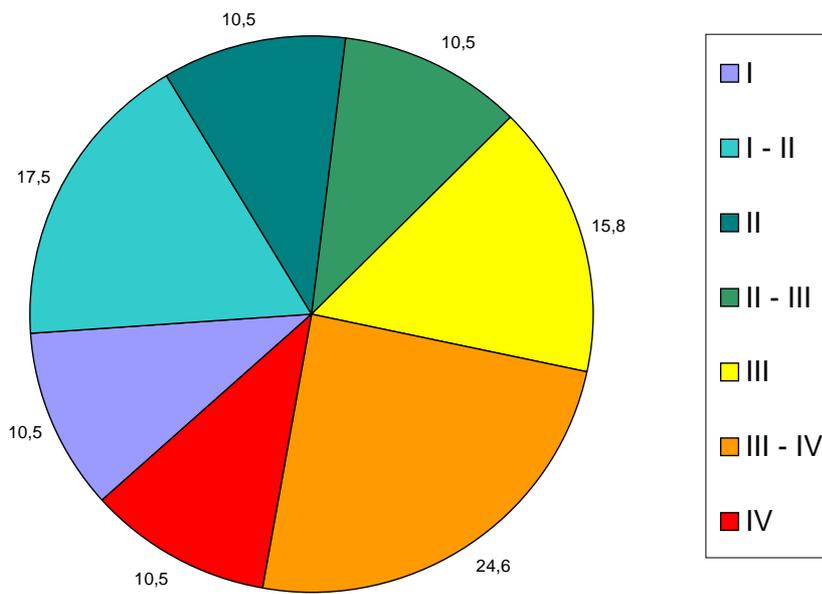
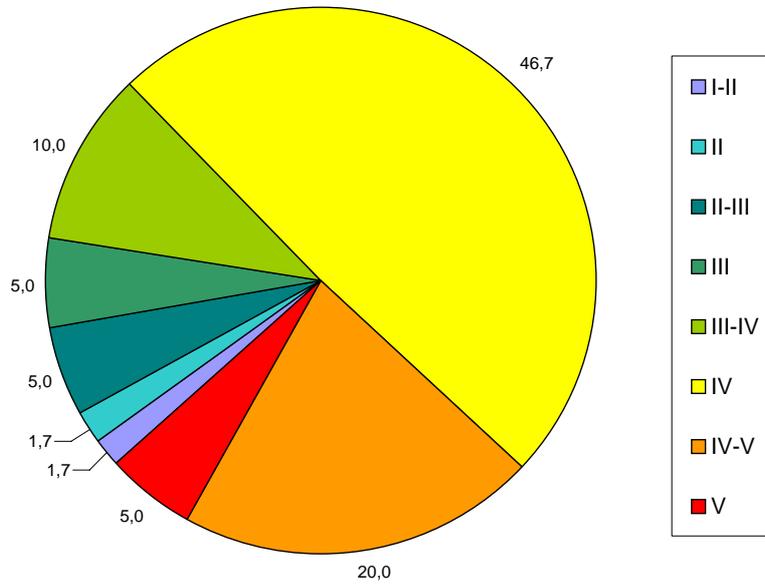


Abb. 8b und 8c: Trophische Einstufung nach dem Verfahren b) nach ROTT (1999) und c) des DVWK (1999) in nicht tideoffenen Marschgewässern

2.4.2 Saprobienindex

Die Anwendung des Saprobienindex nach ROTT et al. (1997) für die saprobielle Situation der nicht tideoffenen Marschgewässer führt zu vergleichsweise besseren Ergebnissen als der Trophie-Index nach ROTT (Abbildung 9). Danach zeigen ein Drittel der untersuchten Gewässerabschnitte keine bzw. eine geringe Verunreinigung (Güteklasse I und I-II), 23 % sind mäßig belastet (Güteklasse II) und 55 % der Gewässerabschnitte werden als kritisch belastet (Güteklasse II-III) klassifiziert. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die saprobielle Indikation mit steigenden Salzgehalten stark von diesen überlagert und in ihrer Aussagekraft eingeschränkt wird.

Die niedrigsten Saprobienindizes wurden mit einem Wert von 1,06 in der Harle (Nenndorf) und im Fehntjer Tief (Oldersum) verzeichnet, der Maximalwert lag bei 2,6 in der Jade (Hohenberge).

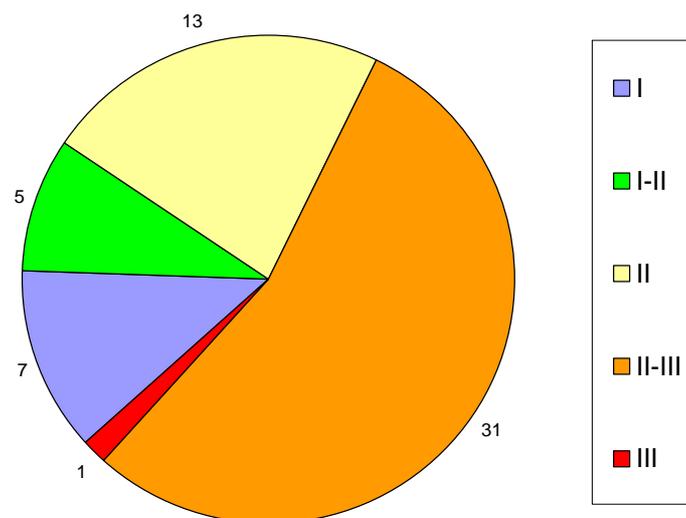


Abb. 9: Anwendung des Saprobienindex nach ROTT (1999)

2.5 Anpassung des Verfahrens nach SCHAUMBURG et al. (2005) zur Anwendung auf nicht tideoffene Marschgewässer

2.5.1 Allgemeines zu PHYLIB

Da das Bewertungsverfahren PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2005) entsprechend der Anforderung der WRRL eine gewässertypspezifische Gesamtbewertung darstellt, müssen die untersuchten Gewässerabschnitte als erstes einem Gewässertyp zugeordnet werden. In PHYLIB werden bundesweit 15 diatomeenbasierte Typen unterschieden, die in den Alpen, im Alpenvorland und in den Mittelgebirgen mit der LAWA-Typologie weitgehend in Übereinstimmung stehen. Hingegen bestehen im norddeutschen Tiefland deutliche Unterschiede. So unterscheidet die Diatomeentypologie silikatisch und organisch geprägte Bäche (Diatomeentyp 11) von karbonatisch geprägten Bächen und kleinen Flüssen (Diatomeentyp 12). Als dritter Typ sind die großen Flüsse und Ströme ausgewiesen (Diatomeentyp 13). Die Fließgewässer der Marschen sind als eigenständiger Typ (Diatomeentyp 14) in PHYLIB aufgeführt und werden scharf von den oben genannten Typen abgegrenzt (vergleiche SCHAUMBURG et al. 2005). Allerdings konnte im Rahmen von PHYLIB aufgrund der geringen Datenmenge kein Bewertungsverfahren entwickelt werden. Gleiches gilt für die rückstau- bzw. brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse (Diatomeentyp 15).

Nach PHYLIB erfolgt die Gesamtbewertung über den Diatomeenindex Fließgewässer , der unter Berücksichtigung der Komponenten „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ einer Probe errechnet und einer ökologischen Zustandsklasse (DIÖZ_{FG}) zugeordnet wird.

Für das Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ ist die prozentuale Summenhäufigkeit der an der Gewässerstelle vorhandenen Referenzarten entscheidend, wobei zwischen Allgemeinen und Typspezifischen Referenzarten unterschieden wird. Bei den Allgemeinen Referenzarten handelt es sich überwiegend um trophiesensible Diatomeen, von denen in SCHAUMBURG et al. (2005) 442 Taxa aufgelistet sind, während die Typspezifischen Referenzarten trophietolerante und eutraphente Taxa enthalten.

2.5.2 Datenbasis

Die Datenanalyse wurde auf die nicht tideoffenen Marschgewässer beschränkt, um die Randbedingungen weiter einzugrenzen und die Ergebnisse besser mit den Modellgewässern vergleichen zu können.

In PHYLIB wird vorgeschrieben, dass bei der mikroskopischen Auswertung der Proben ausschließlich benthische sowie benthisch/planktische Formen berücksichtigt werden sollen. Um das Bewertungsverfahren auf den vorliegenden Datensatz anwenden zu können, wurden daher die bei den Zählung erfassten, obligatorisch planktisch lebenden Taxa aus der Gesamttaxaliste entfernt und die prozentualen Anteile sowie der Trophieindex nach ROTT et al. (1999) neu berechnet.

In der Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren nach PHYLIB werden ferner auch Ausschlusskriterien formuliert, die dazu führen können, dass Proben zur Bewertung nicht herangezogen werden dürfen. Danach darf der Anteil nicht oder nicht eindeutig bestimmbarer Formen (sp., spp, cf, aff.) und der Anteil aerophiler Taxa den Wert von 5 % in der Probe nicht überschreiten. Aerophile Arten spielten in den Proben keine Rolle. Das Ausschlusskriterium in Bezug auf den Anteil nicht bestimmbarer Taxa wurde bei den Proben nicht angewendet, da die taxonomische Zuordnung mariner Formen problematisch ist und der Wert von 5 % daher oftmals überschritten wird.

2.5.3 Ergebnisse

In den nicht tideoffenen Marschgewässern wurden 49 Allgemeine Referenzarten ermittelt, die in nachfolgender Tabelle 6 aufgeführt sind.

Tab. 6: Allgemeine Referenzarten in nicht tideoffenen Marschgewässern

TAXON	Name	Summenhäufigkeit
<i>Achnanthes laterostrata</i>	HUSTEDT	6,6
<i>Achnanthes lutheri</i>	HUSTEDT	3,3
<i>Achnanthes minutissima</i>	KUETZING	247,9
<i>Achnanthes minutissima</i> - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	60,4
<i>Achnanthes oblongella</i>	OESTRUP	349,6
<i>Achnanthes peragalli</i>	BRUN & HERIBAUD	0,5
<i>Achnanthes subatomoides</i>	(HUSTEDT) LANGE-B. & ARCHIBALD	1,2
<i>Amphora inariensis</i>	KRAMMER	21,0
<i>Cymbella amphicephela</i>	NAEGELI	0,4
<i>Cymbella mesiana</i>	CHOLNOKY	0,5
<i>Cymbella minuta</i>	HILSE	1,7
<i>Cymbella naviculiformis</i>	AUERSWALD	1,5
<i>Diatoma mesodon</i>	(EHRENBERG) KUETZING	0,2
<i>Diploneis elliptica</i>	(KUETZING) CLEVE	0,5
<i>Eunotia arcubus</i>	NOERPEL & LANGE-BERTALOT	0,2
<i>Eunotia bilunaris</i>	(EHRENBERG) MILLS	36,8
<i>Eunotia exigua</i>	(BREBISSON) RABENHORST	2,7
<i>Eunotia formica</i>	EHRENBERG	2,0
<i>Eunotia implicata</i>	NOERPEL & al.	1,2
<i>Eunotia incisa</i>	GREGORY	0,2
<i>Eunotia minor</i>	(KUETZING) GRUNOW	5,2
<i>Eunotia</i> spp.	EHRENBERG	34,9
<i>Fragilaria acidoclinata</i>	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	0,7
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	0,5
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	7,3
<i>Fragilaria tenera</i>	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	0,8
<i>Fragilaria virescens</i>	RALFS	0,6
<i>Frustulia rhomboides</i>	(EHRENBERG) DE TONI	10,1
<i>Navicula angusta</i>	GRUNOW	0,2
<i>Navicula exilis</i>	KÜTZING	0,3
<i>Navicula minuscula</i>	GRUNOW	0,2
<i>Navicula tuscula</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	0,2
<i>Neidium affine</i>	(EHRENBERG) PFITZER	0,9
<i>Neidium ampliatum</i>	(EHRENBERG) KRAMMER	0,7
<i>Neidium productum</i>	(W.SMITH) CLEVE	0,5
<i>Nitzschia perminuta</i>	(GRUNOW) M.PERAGALLO	0,6
<i>Pinnularia gibba</i>	EHRENBERG	3,0
<i>Pinnularia interrupta</i>	W.SMITH	0,7
<i>Pinnularia maior</i>	(KUETZING) RABENHORST	0,4
<i>Pinnularia microstauron</i>	(EHRENBERG) CLEVE	0,4
<i>Pinnularia obscura</i>	KRASSKE	1,5
<i>Pinnularia pseudogibba</i>	KRAMMER	0,2
<i>Pinnularia subcapitata</i>	GREGORY	0,4
<i>Pinnularia subgibba</i>	KRAMMER	0,7
<i>Pinnularia viridis</i>	(NITZSCH) EHRENBERG	0,7
<i>Stauroneis anceps</i>	EHRENBERG	4,9
<i>Stauroneis kriegerii</i>	PATRICK	9,4
<i>Stauroneis thermicola</i>		0,5
<i>Tabellaria flocculosa</i>	(ROTH) KUETZING	16,4
<i>Tetracyclus rupestris</i>	(BRAUN) GRUNOW	0,2

Dabei handelt es sich nahezu ausschließlich um Arten, deren Vorkommen auf silikatische Gewässer beschränkt ist (vergleiche SCHAUMBURG et al. 2005). Zu nennen sind insbesondere *Achnanthes oblongella* und verschiedene Vertreter der Gattungen *Eunotia* und *Pinnularia*, die in den nur gering degradierten Gewässerbereichen stetig und individuenreich nachgewiesen wurden. Eine geringe Zahl von Taxa weist keine geochemische Präferenz auf und ist sowohl in silikatischen als auch in karbonatischen Gewässern zu finden, wobei *Achnanthes minutissima* als dominanter Art besondere Bedeutung zukommt.

Die Anwendung des Trophieindex nach ROTT et al. (1999) hat ergeben, dass die Spanne der indizierten Trophie in den untersuchten Gewässern von 1,19 (oligotroph) bis 3,5 (polyhypertroph) reicht. Der Median der Trophie-Indizes liegt im Grenzbereich der Eutrophie zur Eu-Polytrophie, der 90-Perzentil beträgt 1,94 (meso-eutroph). Das Verfahren des DVWK erbringt nahezu gleichlautende Indexbereiche (siehe Tabelle 7), wobei allerdings die vom Rott-Index abweichende Zuordnung zu den Trophieklassen zu beachten ist (vergleiche Kapitel 2.4.1).

Unter der Annahme, dass im Datensatz eine nur geringe Zahl ungestörter und gering degradierter Gewässerstellen enthalten ist, wird die in Tabelle 8 dargestellte Bewertungsskala zugrunde gelegt, die den Indexbereichen des Diatomeen-Typ D1.1 entspricht.

Tab. 7: Trophie-Indizes nach den Verfahren von ROTT et al. (1999) und DVWK (1999) (n = 57)

	Minimum	Median	Maxima
TI ROTT et al. (1999)	1,19	3,01	3,50
TI DVWK (1999)	1,54	2,76	3,93

Tab. 8: Bewertungsmodul „Trophie-Index“

Ökologische Qualität	TI nach ROTT et al. (1999)
1	< 1,3
2	1,4 - 1,8
3	1,9 - 2,6
4	2,7 - 3,4
5	> 3,4

Das für die versauerungssensitiven Gewässer der Mittelgebirge entwickelte Modul „Versauerungszeiger“ ist im untersuchten Gewässertyp ohne Relevanz und wird daher nicht berücksichtigt. Gleiches gilt für den Halobienindex, der in limnischen Gewässern als Parameter anthropogener Versalzung herangezogen wird. Demgegenüber kann in den nicht tideoffenen Marschgewässern ein erhöhter Salzgehalt ein natürliches Phänomen darstellen und ist daher nicht als eine Form der Degradation zu werten.

Aufgrund der weitgehenden Ähnlichkeit des ermittelten Allgemeinen Referenzarteninventars mit dem für den Diatomeentyp D11 nachgewiesenen, erfolgte die Berechnung des DI leicht modifiziert nur unter Berücksichtigung der Allgemeinen Referenzarten entsprechend der Handlungsanweisung in PHYLIB (Abbildung 10). Die nach SCHAUMBURG et al. (2005) genannten Typspezifischen Referenzarten des Diatomeentyps 11 waren in den untersuchten Gewässern in nur geringen Individuendichten vertreten und wurden nicht berücksichtigt.

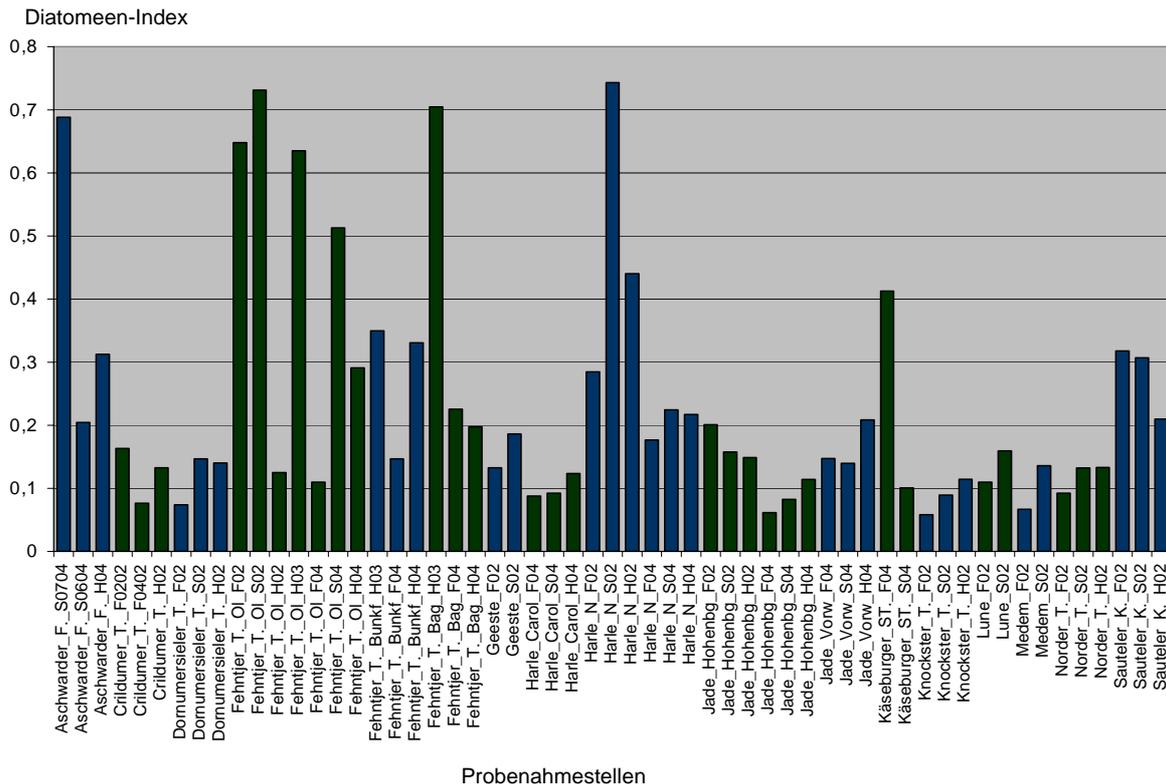


Abb. 10: Diatomeen-Index an nicht tideoffenen Marschgewässern

Zur Ermittlung des Diatomeen-indizierten ökologischen Zustandes (DIÖZ) wurden zwei Varianten getestet. Bei der milderen Variante wurden die typbezogenen Indexbereiche des Diatomeentyps D 11 und für eine strengere Bewertung die Indexbereiche des Diatomeentyps D 1.1 angewendet (SCHAUMBURG et al., 2005).

Durch die Anwendung der milderen Variante wird bei 11 % der untersuchten Gewässerabschnitte der „sehr gute ökologische Zustand“, bei 8 % der „gute ökologische Zustand“ indiziert. Zu den Gewässern mit einem „sehr guten ökologischen Zustand“ gehören Proben aus dem Fehntjer Tief, der Harle und dem Aschwarder Flutgraben. Die Anwendung der strengeren Variante, bei der die Indexbereiche von Tabelle 8 (siehe Kapitel 2.5.3) berücksichtigt werden, führt zu einer insgesamt schlechteren Bewertung des Diatomeen-indizierten ökologischen Zustandes der Gewässerstrecken. So werden 71 % der Gewässerabschnitte in die Zustandsklasse 4 („unbefriedigender ökologischer Zustand“) eingestuft, 16 % in die Zustandsklasse 3 („mäßiger ökologischer Zustand“), 11 % in die Zustandsklasse 2 („guter ökologischer Zustand“) und 3 % liegen im Bereich eines „sehr guten ökologischen Zustandes“.

Im Folgenden wird die mildere Variante zur vorläufigen Bewertung der nicht tideoffenen Marschgewässer herangezogen, weil die Zusammensetzung der Allgemeinen Referenzarten, die im Wesentlichen der von Typ D11 ähneln, maßgebend die Diatomeengesellschaft charakterisieren und in die Bewertung eingeht. In Kapitel 2.6.1 werden die Gewässerabschnitte, die nach der Bewertung in die Zustandsklasse 1 eingestuft werden, ausführlicher behandelt.

2.6 Bewertung der Gewässerstellen

Für einen Plausibilitätstest werden im Folgenden alle für eine Bewertung relevanten Gewässerabschnitte nach dem angepassten PHYLIB Verfahren und dem niederländischen Bewertungsverfahren bewertet und die Ergebnisse kurz diskutiert.

2.6.1 Bewertung nach PHYLIB

Die Gesamtbewertung des Teilmoduls Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ zum Diatomeenindex (DI_{FG}).

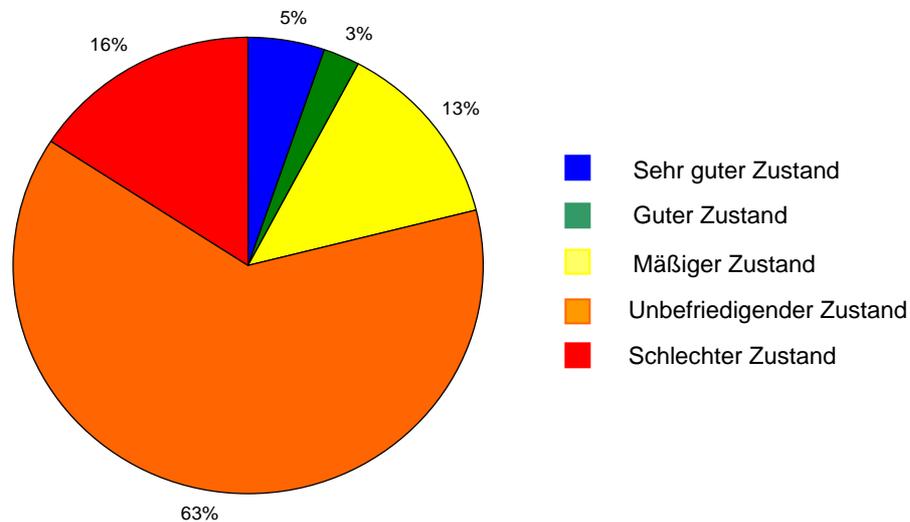


Abb. 11: Anteile Ökologischer Zustandsklassen von nicht tideoffenen Marschgewässern nach Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Mit dem Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ erfolgt eine Bewertung anhand der prozentualen Summenhäufigkeiten der an der Gewässerstelle präsenten Allgemeinen Referenzarten. Der überwiegende Anteil der Gewässerstellen (63 %) in nicht tideoffenen Marschgewässern wird hinsichtlich dieses Bewertungsmoduls in einen unbefriedigenden Zustand eingestuft (Abbildung 11). Allerdings bleiben Massenvorkommen einzelner Referenzarten in dem Bewertungsverfahren noch unberücksichtigt, was dazu führt, dass einige Gewässerabschnitte in einen eher unrealistischen „sehr guten“ bzw. „guten“ Zustand eingestuft werden. Eine weitere Anpassung des Bewertungsverfahrens ist daher noch unbedingt notwendig. In PHYLIB, das in der Bewertung nur Massenvorkommen von Typspezifischen Referenzarten berücksichtigt, wird bei Massenvorkommen einer Allgemeinen Referenzart in den Diatomeentypen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes zu einer zweiten Probenahme zur Absicherung der Bewertung angeraten.

Eine praktikable Ableitung des ökologischen Potenzials aus den Zustandsklassen muss im Rahmen des Abgleichs mit den anderen biologischen Qualitätskomponenten erarbeitet werden.

Bei dem Bewertungsmodul „Trophie-Index“ werden, wie in Kapitel 2.5.3 vorgeschlagen, die Indexbereiche des Diatomeentyps 1.1 für die Bewertung zugrunde gelegt, die sich aus der Häufigkeitsverteilung der Trophie-Indizes der vorhandenen Proben ergeben. Auch hier wird der überwiegende Anteil der Gewässerstellen (66 %) in einen „unbefriedigenden ökologischen Zustand“ eingestuft und 3 % bis 8 % in einen „sehr guten“ bzw. „guten ökologischen“ Zustand (Abbildung 12). Weitere Untersuchungen sind notwendig, um die Grenzen der Indexbereiche für die Marschgewässer genauer festzulegen.

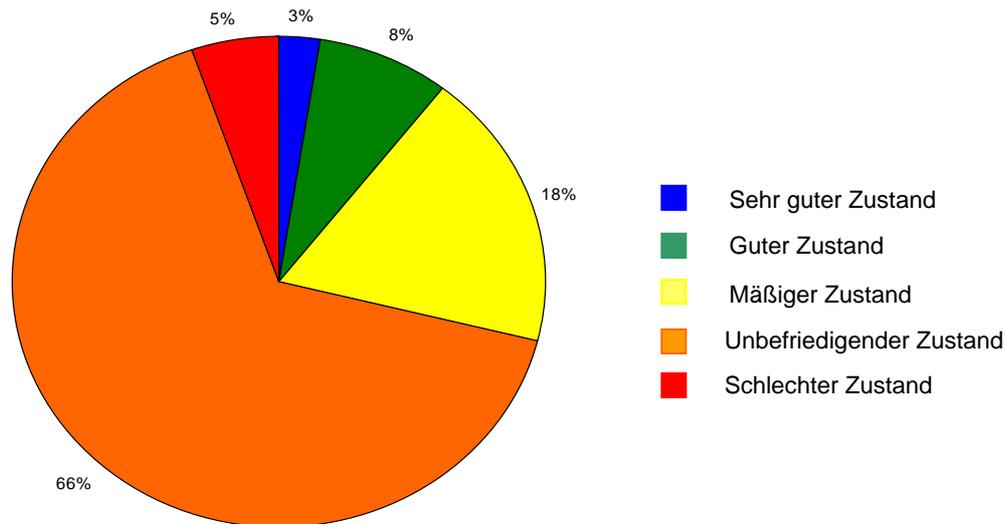


Abb. 12: Anteile Ökologischer Zustandsklassen von nicht tideoffenen Marschgewässern nach Bewertungsmodul „Trophie-Index“

Die Gesamtbewertung erfolgt nach den Indexbereichen des Diatomeentyp 11. Der „sehr gute ökologische Zustand“ der vier Gewässerabschnitte (Abbildung 13a) ergibt sich wiederum durch Massenvorkommen von *Achnanthes minutissima* bzw. *Achnanthes oblongella*. Analog zu den anderen Modulen wird auch in der Gesamtbewertung der überwiegende Anteil (68 %) der Proben in einen „unbefriedigenden ökologischen Zustand“ eingestuft (Abbildung 13b). Auch hier muss im Rahmen des Praxistests die Ableitung des Ökologischen Potenzials aus den Zustandsklassen noch erfolgen.

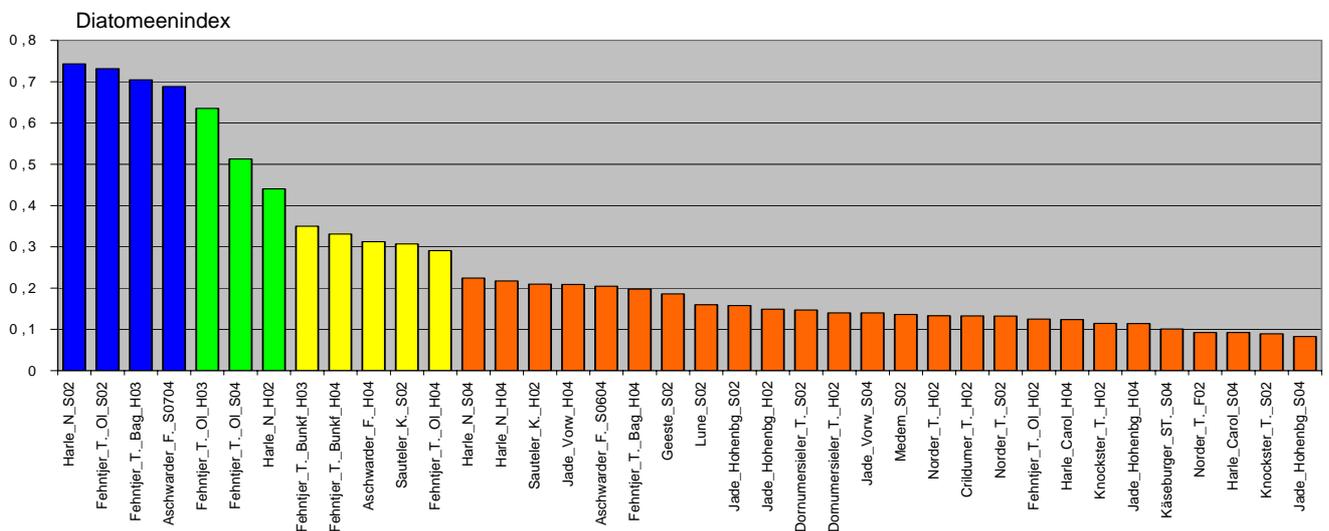


Abb. 13a: Ermittlung der Diatomeen-indizierten ökologischen Zustandsklassen (DIÖZ_{Fließgewässer}) in nicht tideoffenen Marschgewässern nach Diatomeentyp 11

Die großen Schwankungen des Diatomeenindex, (Abbildung 10 und 13 a) wie z.B. bei den zwei Sommerproben des Aschwarder Flutgrabens oder auch in der Harle bei Nenndorf sind durch Salzgehaltsschwankungen (Abbildung 7 a) zu begründen. In einigen Gewässerabschnitten kann auch ein Zusammenhang zwischen dem Anteil mariner Arten und dem Halobienindex festgestellt werden; mit zunehmendem Anteil mariner Arten erhöht sich der Halobienindex.

Eine Ausnahme ist jedoch das Knochster Tief, in dem trotz eines sehr hohen Halobienindex keine marine Arten nachgewiesen wurden. Um diese Zusammenhänge auch in dem Bewertungsverfahren zu berücksichtigen sind weitere Untersuchungen zur Absicherung notwendig. Eine Ableitung des ökologischen Potenzials aus den Zustandsklassen steht noch aus.

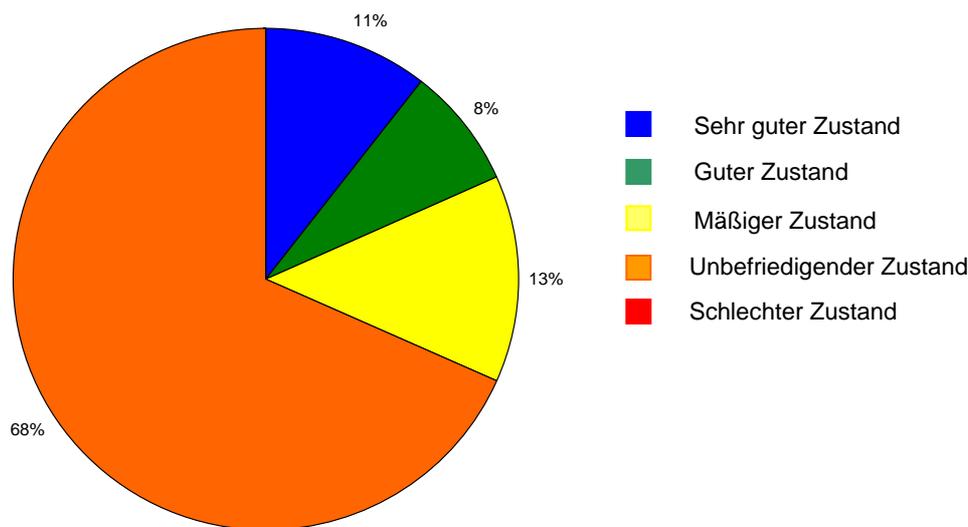
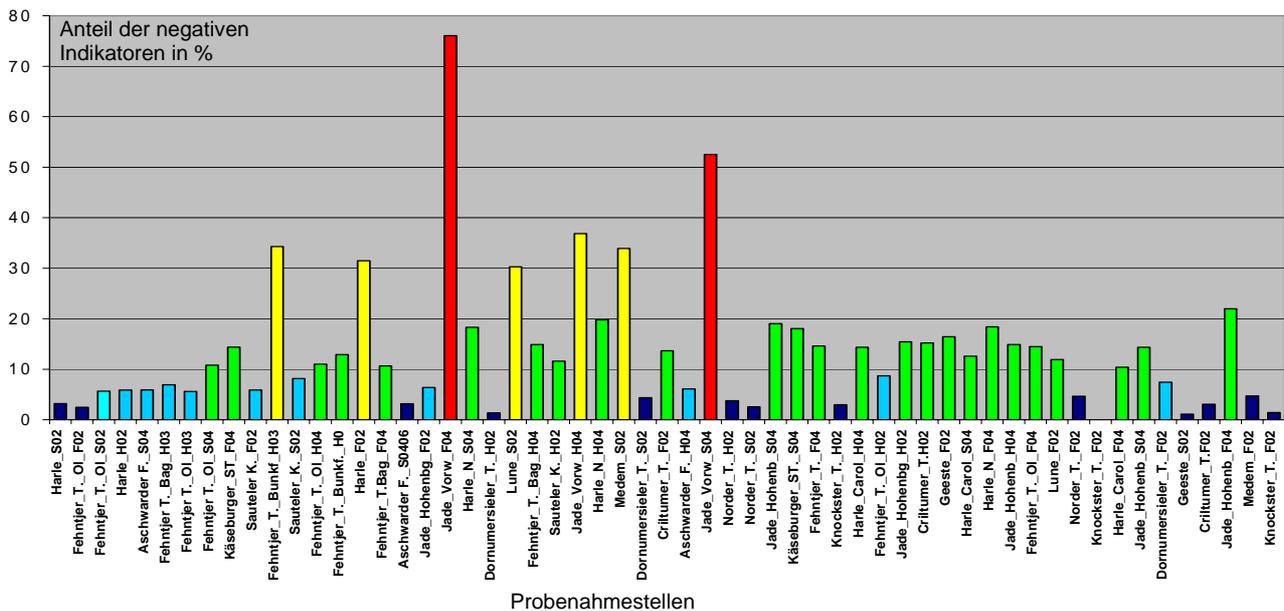


Abb. 13b: Anteile Diatomeen-indizierter ökologischer Zustandsklassen in nicht tideoffenen Marschgewässern für Diatomeentyp 11

2.6.2 Anwendung des niederländischen Bewertungssystems (STOWA 2004)

Die mit dem niederländischen Bewertungssystem erzielten Ergebnisse (Abbildung 14) zeigten keinen offensichtlichen Zusammenhang zu den bisher ermittelten Ergebnissen. Möglicherweise ist dies mit den Unterschieden in der Vorgehensweise bei der Probenahme, der Auswahl des zu untersuchenden Substrats und der in dem Bewertungsansatz berücksichtigten Indikatorarten zu begründen. Dieser Bewertungsansatz wird daher im Folgenden nicht weiter angewendet.



Dunkelblau = sehr gut, blau = sehr gut bis gut, grün = gut bis mäßig, gelb = mäßig bis unzureichend, orange = unzureichend bis schlecht, rot = schlecht

Abb. 14: Anteil der negativen Indikatorarten im Gewässertyp R16 im niederländischen Bewertungssystem (STOWA 2004)

2.7 Anwendung auf die Modellgewässer

Da nicht an allen Modellgewässern die Diatomeenzönose untersucht wurde, konnte die Bewertung nur anhand des Datenbestandes der Harle und des Käseburger Sieltiefs erfolgen (Tabelle 9). Die Ergebnisse der Harle bei Carolinensiel und dem Käseburger Sieltief sind aufgrund des erhöhten Salzgehaltes, der durch den Halobienindex angezeigt wird und der Vorort Kenntnisse plausibel. Weniger plausibel ist dagegen die sehr gute Bewertung der Sommerprobe 2002 der Harle (Nenndorf), die jedoch mit dem massenhaften Auftreten von *Achnanthes oblongella* begründet wird. In diesem Zusammenhang wird in Tabelle 9 deutlich, dass die Taxazahl in den schlechteren Zustandsklassen auffällig höher ist als in den Zustandsklassen 1 bzw. 2, d.h. für eine plausible Bewertung ist möglicherweise eine Mindestanzahl der Taxa in der Diatomeengesellschaft festzulegen als Voraussetzung für die Anwendung des Bewertungsverfahrens. Die dafür erforderliche Taxazahl muss in weiteren Untersuchungen ermittelt werden.

Weiterhin auffällig sind in der Harle (Nenndorf) die sehr hohen Schwankungen des ökologischen Zustandes, die anscheinend im Zusammenhang mit dem Salzgehalt stehen. Bei einem niedrigen Halobienindex wird in der Regel ein hoher Diatomeenindex festgestellt. D.h. mit zunehmendem Salzgehalt der Gewässerabschnitte verschlechtern sich der Diatomeenindex und dementsprechend auch der Diatomeen-indizierte ökologische Zustand ($DIÖZ_{\text{Fließgewässer}}$). Dabei nimmt hier auch gleichzeitig die prozentuale Häufigkeit mariner Arten zu.

Die Ergebnisse der Modellgewässer zeigen, dass das vorläufige Bewertungsverfahren für Gewässer mit stark schwankenden Bedingungen nicht geeignet ist. Gewässer mit einem zeitweise starken Salzeinfluss sollten daher in dem Bewertungsverfahren getrennt betrachtet werden, nachdem in zielgerichteten Untersuchungen der Wert zur Abgrenzung der weniger salzbelasteten Gewässer festgelegt wurde. Eine Anpassung der ökologischen Zustandsklassen an die Bewertung des Ökologischen Potenzials sollte im Rahmen der Eichung anhand der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten erfolgen.

Tab. 9: Diatomeen-indizierte ökologischer Zustandsklassen (DIÖZ) in der Harle (Nenndorf und Carolinensiel) und Käseburger Sieltief

Probennahme	DI	DIÖZ (D11)	Taxazahl
Harle Nenndorf S02	0,74	1	15
Harle Nenndorf H02	0,44	2	24
Harle Nenndorf S04	0,24	3	73
Harle Nenndorf H04	0,19	4	79
Harle Carolinensiel S04	0,10	4	52
Harle Carolinensiel H04	0,09	4	66
Käseburger Sieltief S04	0,11	4	56
Käseburger Sieltief H04	-	-	-

2.8 Schlussfolgerung

Unter den Diatomeentypen des Norddeutschen Tieflandes ist in dem bundesweit gültigen Bewertungsverfahren PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2005) der diatomeenbasierte Typ D14 für Marschgewässer genannt. Es fehlen gezielte Untersuchungen zu Marschgewässern, um entsprechende Referenzarten benennen zu können und darauf basierend den Zustand dieser Gewässer zu bewerten und entsprechend das gute ökologische Potential zu formulieren. Eine Bewertung nach PHYLIB war bisher für diesen Typ nicht möglich. Durch die hier vorgestellte Anpassung des Verfahrens kann gezeigt werden, dass das PHYLIB Verfahren zur Bewertung von nicht tideoffenen Marschgewässer mit nur geringem Salzeinfluss und -schwankungen geeignet ist und mit weiteren Anpassungen als Bewertungsverfahren genutzt werden kann.

Anhand der vorliegenden Daten können ergänzend zum PHYLIB-Verfahren erstmals Aussagen zum Referenzarteninventar und zum trophischen Zustand der Marschgewässer getroffen werden. Die vorgenommene Anpassung des PHYLIB-Verfahrens muss allerdings auf die salzunbeeinflussten bzw. nur gering salzbeeinflussten Gewässer des nicht tideoffenen Typs beschränkt bleiben, da die in PHYLIB entwickelten Bewertungsmodule auf limnische Gewässer ausgerichtet sind. So wird die Anwendbarkeit des Trophie-Index bei steigenden Salzgehalten zunehmend eingeschränkt (ZIEMANN 1970). Zur Quantifizierung der Salzwirkung wird der Halobienindex eingesetzt, wobei ein Grenzwert von 15 definiert wird (ZIEMANN et al. 1999). Oberhalb dieses Wertes ist in schwach bis mäßig degradierten Gewässern von deutlichen Salzeinflüssen auszugehen. Erschwerend auf die Charakterisierung der mäßig bis stark salzbeeinflussten Gewässerabschnitte wirkt sich zudem aus, dass die taxonomische Bearbeitung der marinen Flora und die ökologische Charakterisierung ihrer Taxa erst teilweise erfolgt ist.

Aufgrund der Ähnlichkeiten des ermittelten Referenzarteninventars und kritischer Analyse des errechneten diatomeenbasierten ökologischen Zustandes (DIÖZ) für die Messstellen an nicht tideoffenen Gewässern, wird vorgeschlagen diese Gewässer vorläufig nach dem in PHYLIB beschriebenen Diatomeentyp Typ D11 (Silikatisch oder basenarme organisch geprägte Bäche und kleinen Flüsse des Norddeutschen Tieflandes) zu bewerten. Dabei werden ausschließlich Allgemeine Referenzarten berücksichtigt.

Die Ergebnisse der Diatomeen-indizierten ökologischen Zustandsklassen am Beispiel der Modellgewässer unterstützen die o.g. Einschränkungen bei der Anwendung des angepassten PHYLIB-Verfahrens. Plausible Ergebnisse werden daher nur bei Gewässerabschnitten mit wenig schwankenden Bedingungen erzielt.

Der Bewertung vorauszugehen hat eine nachvollziehbare Klassifizierung des Ist-Zustandes, die dann in Relation zu den typspezifischen Bedingungen zu setzen ist. Dadurch wird eine Bewertung erst möglich und daraus lässt sich ggf. Handlungsbedarf feststellen. Aussagen zur Referenzzönose sind jedoch erst nach weiteren zielgerichteten Untersuchungen möglich. Anhand der Modellgewässer werden Vorschläge für weitere Anpassungen in dem PHYLIB Bewertungsverfahren gemacht, die in einem Praxistest zu überprüfen sind. In diesem Rahmen müssen dann die Klassengrenzen für die verschiedenen Ausprägungen des Ökologischen Potenzials aus den Zustandsklassen abgeleitet werden.

3. Phytoplankton

3.1 Material und Methoden

Im Rahmen der Bestandsaufnahme der WRRL sind in den Jahren 2002 und 2003 in Niedersachsen erstmalig Untersuchungen zum Phytoplankton in den Fließgewässern durchgeführt worden. Die Ergebnisse dieser in Niedersachsen flächendeckend erfolgten Datenerhebung wurden in einem Bericht zusammengefasst (NLWKN, KROKER 2006). Insgesamt wurden 51 Messstellen in 37 Fließgewässern beprobt, davon 11 in Marschgewässern (siehe Tabelle 10). Im Folgenden werden die Ergebnisse der Datenanalyse nicht tideoffener Marschgewässer dargestellt. Die Lage der elf Probenahmestellen kann Abbildung 15 entnommen werden.

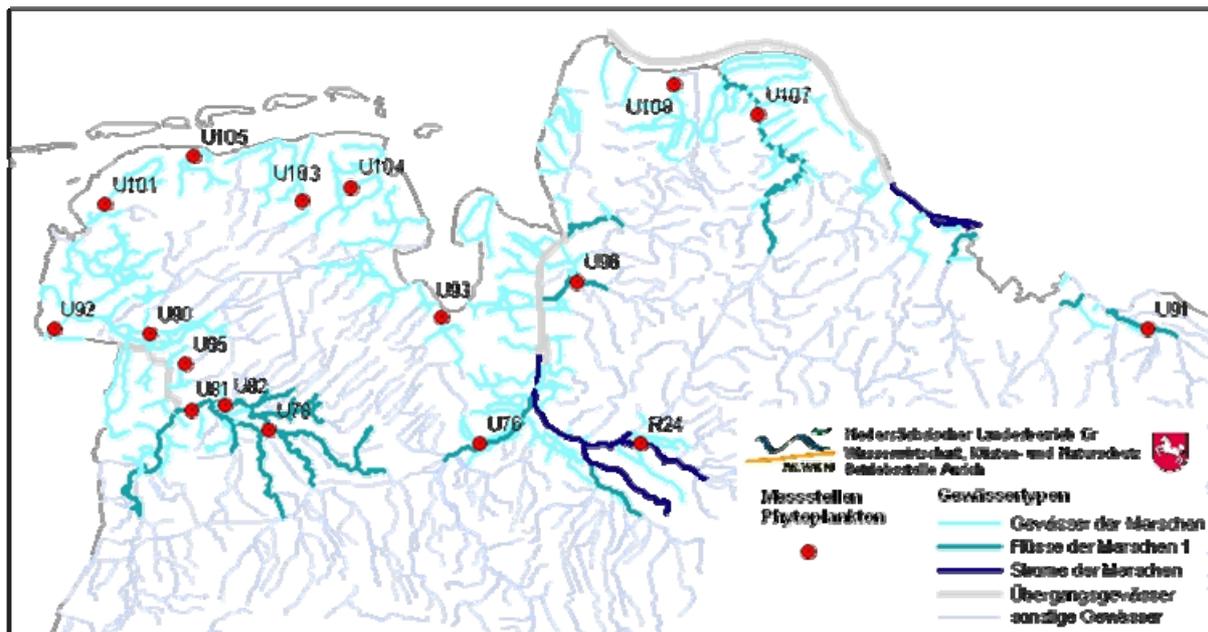


Abb. 15: Lage der Phytoplankton - Untersuchungsstellen

Tab. 10: Liste der Messstellen mit Angaben zu Flusslänge [km] und Einzugsgebietsgröße [km²] am Messpunkt sowie Fließgewässertyp nach Pottgiesser u.a. (2004) aus KROKER (2006)

Summarische Parameter der Biomasse¹

	Gewässer	Station	Fluß–km und Einzugsgebietsgröße		Gewässertyp
			[km]	[km ²]	
Elbe und Nebenflüsse					
U108	Medem	Otterndorf	19	191	Pottgiesser u.a. (2004)
Weser und Nebenflüsse					
U96	Lune	Stotel	30	361	22
U100	Geeste	Bramel	26	269	22
Ems und Nebenflüsse					
U92	Knockster Tief	Buntelsweg	29	451	22
U90	Fehntjer Tief	Oldersum	25	235	22
U85	Sauteler Tief	Neermoor	25	188	22
Rhein und Nordseezuflüsse					
U101	Norder Tief	Gastmarschersiel	16	244	22
U93	Jade	Hohenberge	29	216	22
U103	Harle	Nenndorf	20	198	22
U105	Dornumersieler Tief	Dornum-Altensiel	16	141	22
U104	Crildumer Tief	Nenndorf	23	84	22

Die Probenahmen wurden im Zeitraum April bis September einmal monatlich durchgeführt. Die mikroskopische Analyse der Proben ist im Einzelnen in der SOP (*standard operation procedure*) beschrieben (NLWKN, KROKER 2004). Da zum Bestimmen auf Artniveau umfangreiche Spezialkenntnisse erforderlich sind, wurden im Rahmen der Bestandsaufnahme zur Vereinfachung „Zählkategorien“ gebildet, die im Einzelnen leicht und /oder sicher kenntliche Arten, Gattungen, Ordnungen, Formen oder Größenklassen repräsentieren.

Für die Bestimmungen der Chlorophyll a – Konzentrationen und die Präparation planktischer Kieselalgen wurden zusätzlich je 1 Liter Wasser entnommen. Die weitere Behandlung der Proben zur Chlorophyll a Bestimmung und zur Bestimmung der Kieselalgen erfolgte entsprechend der Beschreibung in KROKER (2006).

3.2 Beschreibung der Gewässerabschnitte

3.2.1 Biomasseparameter

Chlorophyll a

Die Chlorophyll a Konzentration wird allgemein als Biomasseindikator zur Trophieklassifikation herangezogen. Mit Ausnahme der Lune, deren Werte sich im Vergleich deutlich zu denen anderer Gewässer unterscheiden, konnten saisonale Chlorophyll a-Mittelwerte von 40,8 µg/ L bis maximal 96,7µg/ L bestimmt werden.

¹ Die Biomassen [mg/ L] entsprechen den Biovolumina [mm³/ L], wenn man die Dichte der Phytoplankter der des umgebenden Mediums gleichsetzt (1 g/ cm³).

Biovolumen bzw. Biomasse

Die planktische Biomasse in Gewässern wird stark vom Lichtangebot, der Nährstoffverfügbarkeit, Abflussregime und deren Saisonalität beeinflusst. In Tabelle 11 sind mit der Chlorophyll a Konzentration, Biovolumen und den Zellzahlen die wichtigsten Biomasseparameter des Phytoplanktons in den betrachteten Marschgewässern zusammengestellt.

Tab. 11: Zusammenstellung wichtiger Parameter der Phytoplanktonbiomasse aus den Messungen 2002/ 03 aus KROKER (2006)

	Chlorophyll a [$\mu\text{g}/\text{L}$]			Biovolumen [mm^3/L]			Zellzahl* [$1000/\text{L}$]		
	ave	min	max	ave	min	max	ave	min	max
Elbe und Nebenflüsse									
U108 Medem	40,8	21,7	56,1	5,3	4,4	7,1	7.834	1.680	20.039
Weser und Nebenflüsse									
U96 Lune	5,9	2,9	11,8	0,4	0,06	0,7	682	167	1.653
U100 Geeste	43,0	12,5	60,2	2,9	0,6	4,4	12.808	1.033	30.754
Ems und Nebenflüsse									
U92 Knockster Tief	96,7	23,7	294,6	8,8	0,1	30,1	11.821	169	27.422
U90 Fehntjer Tief	84,7	35,8	152,2	6,6	3,2	14,3	13.705	3.781	22.643
U85 Sauteler Tief	54,1	10,8	102,4	13,5	0,2	45,9	8.831	92	34.356
Rhein- und Nordseezuflüsse									
U101 Norder Tief	75,8	26,9	181,7	13,5	2,8	31,4	39.708	5.327	109.994
U93 Jade	56,1	17,8	153	2,7	0,7	5,1	2.131	276	5.944
U103 Harle	44,8	7,9	163,5	4,4	0,2	23,8	7.985	193	45.540
U105 Dornumersieler Tief	44,3	12,0	100,9	5,7	1,3	9,7	8.398	1.442	14.004
U104 Crildumer Tief	66,7	23,7	138,0	13,6	0,2	29,6	7.607	420	23.283

Erläuterung: *) „Zellzahl“ trifft nicht zu, wenn andere Einheiten z.B. Fadenlängen oder Kolonien gezählt wurden und nicht weiter individualisiert worden sind. In solchen nicht extra gekennzeichneten Fällen ist [Ind/ L] die korrekte Einheit.

In den Flussgebieten wurden unterschiedlich hohe Biomassen beobachtet. Für die nicht tide-offenen Marschgewässer konnten mittlere Biovolumina zwischen 0,4 und 13,6 mm^3/L berechnet werden.

Im Emsgebiet konnte in den zufließenden Marschgewässern wie beispielsweise dem Knockster Tief, Fehntjer und Sauteler Tief ungleich höhere Phytoplanktonbiomassen als in der Ems beobachtet werden. Während Elbe und Weser erwartungsgemäß die mächtigsten Phytoplanktonentwicklungen zeigten, konnten in den Zuflüssen Geeste und Medem wesentlich geringere Biomassen festgestellt werden KROKER (2006).

3.2.2 Taxonomische Zusammensetzung des Planktons und saisonale Variabilität

Aus den Gesamtzähllisten wurde deutlich, dass die Taxagruppen mit unterschiedlich hohen Biovolumenanteilen in den Gewässerproben vorkommen. So sind Cyanobakterien (*Chroococcales*, *Oscillatoriales*, *Nostocales*), Cryptomonaden, Dinoflagellaten, Euglenophyceen, Kieselalgen (*Centrales*, *Pennales*), Goldalgen und Grünalgen (*Volvocales*, *Chlorococcales*) besonders häufig aufgetreten und werden im Folgenden näher betrachtet. Die taxonomische Zusammensetzung bezogen auf die wichtigsten Taxagruppen in den Gewässerproben ist in Abbildung 16 dargestellt.

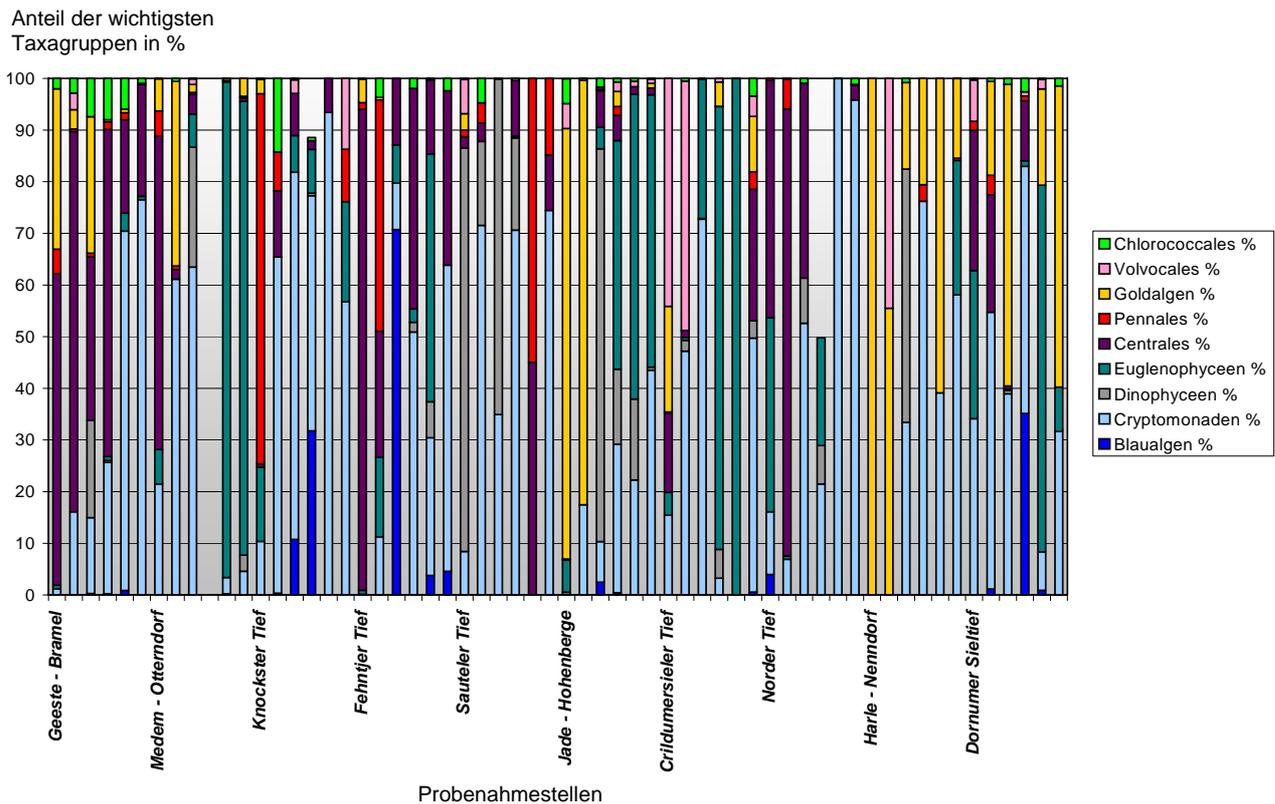


Abb. 16: Prozentualer Anteil taxonomischer Gruppen am Gesamtbiovolumen in nicht tideoffenen Marschgewässern

Die jahreszeitliche Auswertung der taxonomischen Gruppen ergab, dass Cryptomonaden in allen Gewässerproben vorkommen. Euglenophyceen treten mit den Euglena- und Trachelomonas -Arten besonders häufig auf und zeigten im Vergleich zu anderen Fließgewässertypen in Niedersachsen die mächtigsten Vorkommen in den nicht tideoffenen Marschgewässern. Dinoflagellaten kommen nicht in allen Gewässerproben vor, in den Proben des Sauteler Tiefs und der Sommerprobe der Jade treten sie jedoch mit auffällig hohen Biovolumenanteilen auf. Die Centrales, die als typische Plankter gelten, kommen in Proben der Geeste, des Fehntjer- und Norder Tiefs mit auffällig hohen Biovolumenanteilen vor. Pennales kommen in einigen Proben des Knockster Tiefs, Fehntjer Tiefs und im Sauteler Tief vor. Goldalgen treten insbesondere mit den Synura-Arten mit auffällig hohen Biovolumenanteilen in den Frühjahrsproben der Harle und Jade auf. Andere Taxagruppen spielten in der Phytoplanktonzönose eine eher untergeordnete Rolle und wurden nicht weiter ausgewertet.

3.3 Bewertungsverfahren

3.3.1 Trophiebewertung nach BRETTUM (1989)

Zu einer vorläufigen Trophieeinstufung wurde die Skalierung nach BRETTUM (1989) verwendet (Tabelle 12). Nach der Trophiebewertung werden sieben Gewässerstrecken als hypertroph, zwei als polytroph und nur ein Gewässerabschnitt als eutroph klassifiziert. Dieses Verfahren wurde allerdings in einer anderen Ökoregion (Skandinavien) für Seen entwickelt und ist explizit auf die Indikation der Nährstoffbelastung (Trophie) ausgerichtet, so dass das Verfahren eigentlich nicht den Anforderungen der WRRL entspricht.

Tab. 12: Trophieklassen nach Brettum (1989)

Trophieklasse	BV [mm ³ / L] max	BV [mm ³ / L] ave
ultraoligotroph	< 0,20	> 0,12
oligotroph	0,2 - 0,7	0,12 - 0,4
oligomesotroph	0,7 - 1,2	0,4 - 0,6
mesotroph	1,2 - 3,0	0,6 - 1,5
eutroph	3,0 - 5,0	1,5 - 2,0
polyeutroph	5,0 - 10,0	2,0 - 5,0
hypertroph	> 10,0	> 5,0

Erläuterung: BV = Biovolumen, max = Maximum, ave = Mittelwert

3.3.2 Bewertungsverfahren nach MISCHKE (2005)

Eine Planktonauswertung ist nur in ausgewählten Fließgewässertypen nötig. Auswahlkriterium ist die Einzugsgebietsgröße (> 1000 km²) und das Saisonmittel der Chlorophyll a - Konzentration (> 20 µg/l). Bezogen auf die Marschgewässer können mit Ausnahme der Lune alle Gewässer als planktonführend bezeichnet werden, da sie saisonale Chlorophyll a - Mittelwerte größer als 20 µg/L aufweisen. Die Einzugsgebietsgrößen sind bei allen Gewässerstrecken kleiner als 1000 km² und eine Beprobung sollte demnach hier nicht erfolgen.

In das multimetrische Bewertungsverfahren werden als Saisonmittelwerte u.a. die Kenngrößen Chlorophyll a, TP, Gesamtbiovolumen, Prozentuale Anteile der Pennales, Chlorophyceae und Cyanobakterien sowie Trophiewert der Indikatortaxa und der planktische Halobienindex berücksichtigt und in einem Gesamtindex als Mittelwert zusammengefasst.

Je nach Fließgewässertyp werden unterschiedliche Kenngrößen verrechnet (MISCHKE 2005), die trophische Bewertung soll jedoch mindestens 3 Kenngrößen enthalten.

Die weitere Bewertung der Gewässerstrecken erfolgt im Folgenden nach dem Fließgewässertyp 20.2, der aufgrund der angegebenen typspezifischen Klassengrenzen für den Metric „Predegradation nach Trophie“ mittels der Chlorophyll a - Konzentration geeignet ist (Abbildung 17). Für eine präzisere Bewertung sind gezielte Untersuchungen insbesondere zur Festlegung von Referenzarten in Marschgewässern erforderlich.

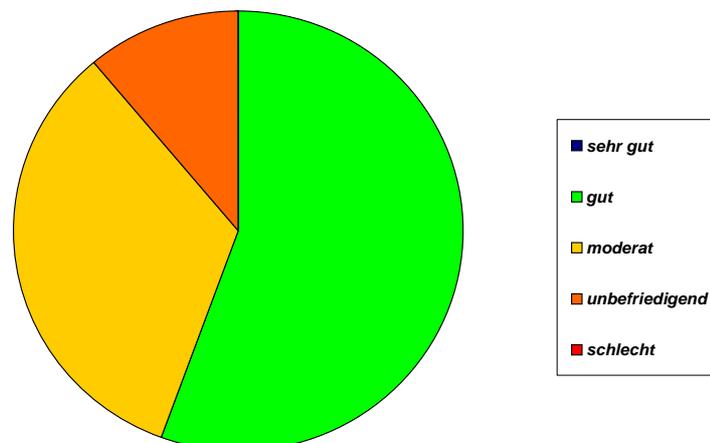


Abb. 17: Degradationsklassen für den Metric „Predegradation nach Trophie“ mittels Chlorophyll a – Konzentration in nicht tideoffenen Marschgewässern (n = 9)

Die Angaben zur Sichttiefe reichten in dem Datensatz nicht aus und konnten daher in der Bewertung nicht berücksichtigt werden. Aufgrund der Vorort-Kenntnisse wird eine Sichttiefe größer 0,7m in den nicht tideoffenen Marschgewässern für nicht realistisch gehalten. Da in allen Proben das Gesamtbiovolumen kleiner 15 mm³/l ist, war keine Herabstufung des Bewertungsindex „Predegradation“ erforderlich.

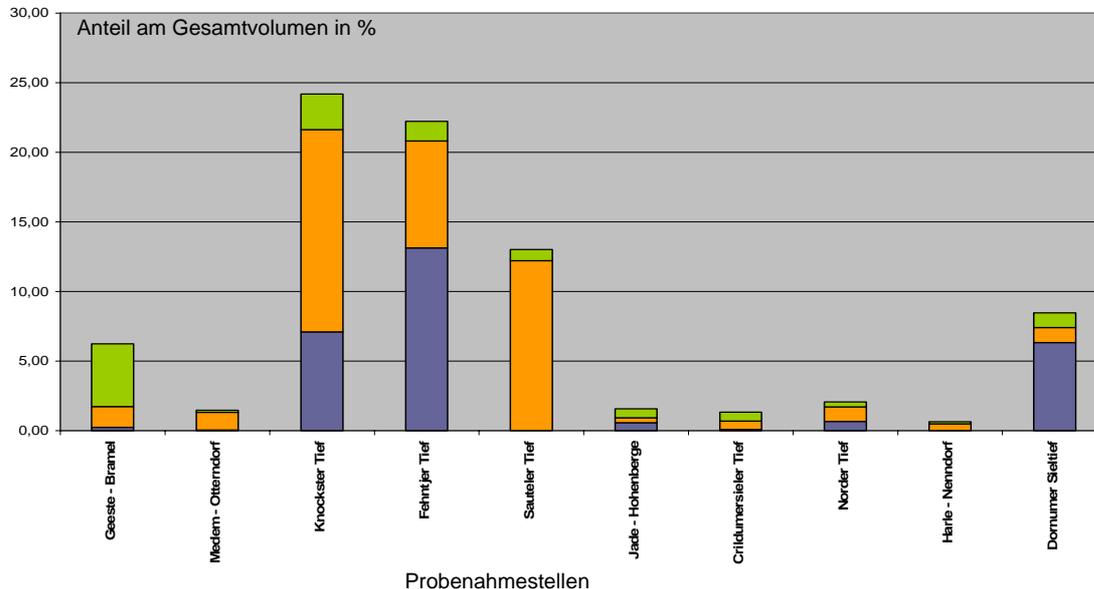


Abb. 18: Prozentuale Anteile der Kenngrößen (Pennales - orange, Chlorophyceen - grün und Blaualgen - blau) am Gesamtbiovolumen

Aufgrund zu geringer Biovolumenanteilen der Pennales (< 15 %) und Chlorophyceen (< 5%) am Gesamtbiovolumen (Saisonmittelwerte) in den Proben, wird der Pennales- bzw. Chlorophyceen - Metric in der weiteren Bewertung nicht verwendet (siehe Abbildung 18). Dagegen führt der hohe prozentuale Anteil der Blaualgen (>2 %) im Phytoplankton des Knockster -, Fehntjer - und Dornumersielier Tiefs zu einer Bewertung in die Degradationsklasse 5 (schlechter Zustand). Grundsätzlich müsste jedoch geprüft werden, ob das Kriterium hinsichtlich der Blaualgenanteile (> 2 %) auch für Marschgewässer gültig ist.

Die Anzahl der Indikatorarten (> 6), die für den Gewässertyp 20.2 herangezogen werden, reichte in 9 von 10 Proben für die Berechnung des Trophieindex nicht aus. Der planktische Halobienindex wurde aufgrund der natürlichen Salzbelastung in den Marschgewässern nicht berücksichtigt.

3.4 Schlußfolgerung

Die Ergebnisse der Planktonuntersuchungen, die im Rahmen der Bestandsaufnahme der WRRL durchgeführt wurden, zeigen, dass die Marschgewässer produktive Phytoplanktongewässer sind (KROKER 2006).

Die Aufarbeitung der Phytoplanktondaten und der nachfolgende Versuch das Bewertungsverfahren nach MISCHKE (2005) anzuwenden hat gezeigt, dass eine Bewertung anhand des vorhandenen Datensatzes ohne vorab eine auf diesen Gewässertyp zugeschnittene Anpassung vorzunehmen zu unbefriedigenden Ergebnissen führt. Die dafür notwendigen Anpassungen erfordern weitere zielgerichtete Studien zu Referenzmessstellen zu diesem Fließgewässertyp.

Allerdings zeigten die Ergebnisse der für die Bestandsaufnahme durchgeführten Messkampagne und der Datenanalyse, die für das MISCHKE Verfahren erforderlich ist, dass sie eine vorläufige Einschätzung der Gewässer in Bezug auf den Eutrophierungszustand ermöglichen anhand der die Auswahl von Referenzmessstellen folgen kann.

4. Zusammenfassung

Im Rahmen der Bestandsaufnahme der WRRL wurden in den Jahren 2002 bis 2004 in niedersachsenweit erstmalig Daten zur Lebensgemeinschaft benthischer Diatomeen und des Phytoplanktons in den küstennahen Gewässern erhoben, die nach der LAWA- Typisierung als „Marschgewässer“ eingestuft werden. Insgesamt wurden 124 Diatomeenproben an 36 Gewässerstellen und 11 Phytoplanktonproben in Marschgewässern ausgewertet.

Anhand der Daten sollte in diesem Teil des Pilotprojektes überprüft werden, inwieweit die biologischen Bewertungskomponenten Phytobenthos und Phytoplankton zur Formulierung des höchsten und guten ökologischen Potentials von Marschgewässern geeignet sind.

Dafür war es zuerst notwendig die vorhandenen Daten in ein einheitliches Datenformat zu bringen. Da die Modellgewässer nicht tideoffene Gewässer sind, wurden Datenanalysen nur auf diesen Gewässertyp beschränkt. Die taxonomische Zusammensetzung und Abundanz der einzelnen Lebensgemeinschaften wurde nach verschiedenen Kriterien ausgewertet und die für die jeweilige Biokomponente relevanten Indices berechnet. Für die Teilkomponente benthische Diatomeen wurde das Bewertungsverfahren nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al 2005) angewendet und für die Anwendung auf die nicht tideoffenen Marschgewässer modifiziert.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der 57 Diatomeenproben in Form einer Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft in nicht tideoffenen Gewässern zusammengefasst.

Vorläufige Kurzbeschreibung der Diatomeenzönose in nicht tideoffenen Marschgewässern:

- **artenreich** in Einzelproben konnten bis zu 79 Taxa ermittelt werden, mit 50 Taxa konnte im Vergleich zu anderen biozönotischen Typen ein hoher Median verzeichnet werden
- **planktische Diatomeenarten** sind in fast allen Proben nachweisbar, jedoch mit einem geringen Gesellschaftsanteil (bis 10 %)
- **marine Arten** nicht immer nachweisbar, bei 56 % der Proben in nur geringen Anteilen (< 5 %) vertreten
- **Salzzeiger** häufig nachweisbar in geringen (< 5 %) bis mäßigen hohen Anteilen
- **geringer Salzeinfluß** 87 % der untersuchten Gewässerabschnitte können als typische Süßgewässer gelten
- **stark nährstoffbelastet** 76% der Gewässerstrecken überschreiten den eutrophen Zustand
- **Güteklasse II-III** nach Anwendung des SI sind 55 % der Gewässerabschnitte kritisch belastet und besser

Die Anwendung des MISCHKE Bewertungsverfahrens hat gezeigt, dass nicht ausreichend viele Kriterien erfüllt werden und mit dem ausgewählten Gewässertyp (20.2) eine Gesamtbewertung der nicht tideoffenen Marschgewässer anhand des Phytoplanktons nicht möglich ist. Deshalb ist eine Anpassung des Bewertungsverfahrens anhand von Indikatortaxa in nicht tideoffenen Marschgewässern noch unbedingt erforderlich.

5. Ausblick und weitere Vorgehensweise

Durch die Auswertung vorhandener Phytobenthos- und Phytoplanktondaten wurde deutlich, dass eine Eingrenzung des Datenbestandes für eine weitere Analyse auf der Basis einer Typisierung der Marschgewässer in tideoffene und nicht tideoffene Marschgewässer sinnvoll ist zur Abgrenzung wenig salzbelasteter Gewässerabschnitte. Diese Typisierung war insbesondere für die Berechnung verschiedener Indizes zur Abschätzung von Belastungsfaktoren wie Trophie, Saprobie und Salzgehalt vorteilhaft, da sie auf limnische Gewässer ausgerichtet sind. So wird die Anwendbarkeit des Trophie-Index (ROTT et al. 1999) bei zunehmender Salzbelastung eingeschränkt. Deshalb konnte bei den nicht tideoffenen Marschgewässern das Bewertungsverfahren nach SCHAUMBURG et al (2005) leicht modifiziert angewendet werden.

Die für die nicht tideoffenen Marschgewässer entwickelte Erweiterung des Verfahrens von SCHAUMBURG et al. (2005) basiert auf der Untersuchung von 57 Stellen und ist durch weitere Untersuchungen, insbesondere von ungestörten und nur schwach degradierten Bereichen im Rahmen eines Praxistests zu überprüfen und gegebenenfalls zu verändern. Neben einer grundsätzlichen Diskussion zum Status der nicht tideoffenen Gewässer als limnischem Gewässertyp bilden nachfolgend genannte Aspekte den Schwerpunkt:

- Überprüfung der zugrunde liegende Trophiebereiche im sehr guten und guten ökologischen Zustand
- Verifizierung und Erweiterung des Referenzarteninventars
- Standardisierung der Probenahme
- Ableitung der Klassengrenzen zur Bewertung des ökologischen Potenzials

Obwohl die Ergebnisse der Datenauswertung ergeben haben, dass Marschgewässer produktive Phytoplanktongewässer sind und die Berücksichtigung dieser biologischen Bewertungskomponente in der Gesamtbewertung rechtfertigt, ist die Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentration aufgrund noch fehlender Anpassungen der Bewertungsverfahren auf die Marschgewässer eine weniger zeit- und ressourcenaufwändige Alternative. Dies wird unterstützt durch die Ergebnisse von KROKER (2006), der eine hohe Korrelation zwischen der Chlorophyll a-Konzentration und dem Biovolumen festgestellt konnte ($R^2 = 0,8049$). Da die WRRL einen biozönotischen Ansatz verfolgt, bei dem die Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons entscheidend ist, reicht die Chlorophyll a-Konzentration allein zur Trophieindikation nicht aus. Daher sollten zur Absicherung des Chlorophyll a-Gehaltes zumindest zusätzlich Artenlisten erstellt werden, über die Massenentwicklungen von Algengruppen festgestellt werden können. Diese Vorgehensweise ist aufgrund momentan fehlender Alternativen machbar und verhindert, dass die Biokomponente Phytoplankton in Marschgewässern unberücksichtigt bleibt. Im Gegensatz zu den benthisch lebenden Diatomeen stehen wir mit dem Phytoplankton erst am Anfang der Bewertung. Die Auswertung der noch vorhandenen Datensätze in tideoffenen Gewässern wäre wichtig, um die in diesem Bericht vorgenommene Typisierung anhand eines größeren Datenbestandes weiter zu überprüfen und bestehende Kenntnislücken zu den Phytobenthos- und Phytoplanktonzönosen in Marschgewässern weiter zu schließen.

Die Referenz für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper, anhand derer diese Wasserkörper klassifiziert werden ist das „höchste ökologische Potential“. Da es für Marschgewässer keine natürlichen Referenzgewässer gibt, kann für die Herleitung der Referenzzönose ein geeignetes Marschgewässer ausgewählt werden, das vorläufig mit einem „sehr guten“ bis „guten“ ökologischen Zustand bewertet wurde. In Bezug auf die untersuchten Gewässerabschnitte kommen nur die Harle (Nenndorf), das Fehntjer Tief (Oldersum) oder der Aschwarder Flutgraben in Frage. Es sind jedoch noch weitere Anpassungen in dem Bewertungsverfahren im Hinblick auf die schwankenden Salzgehalte, Ermittlung der Typspezifischen Referenzarten, Massenvorkommen von Allgemeinen Referenzarten und Heterogenität der Diatomeengesellschaften erforderlich, die in einem Praxistest durch zielgerichtete Probenahmen zu überprüfen sind. Solange kein Referenzzustand festgelegt wird und die Eignung der vorgeschlagenen Gewässer als Referenzgewässer feststeht, können keine nachvollziehbaren Aussagen zum ökologischen Potential einzelner Gewässerabschnitte formuliert werden.

Bei der Probenahme während des Praxistest sollten die schwankenden Umweltbedingungen (u.a. Wasserstand) gleichzeitig erfasst und für die Standardisierung stärker berücksichtigt werden, so dass reproduzierbare Aussagen möglich sind.

6. Literatur

- Schaumburg, J. et al. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWA-Vorhaben O 2.04 – Bayerisches Landesamt für Umwelt
- Mischke, U. et al. (2005): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWA-Vorhaben O 6.03 – IGB Berlin
- Hofmann, G. et al. (2005): Bundesweiter Praxistest: „Makrophyten & Phytobenthos“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Fließgewässern. Teilbereich: Benthische Diatomeen im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft
- Rott, E. et al. (1999): Indikationslisten von Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 633-678.
- Krammer, K. und Lange-Bertalot, H. (1986-1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Fischer, Stuttgart.
- Ziemann, H. et al. (1999): Bestimmung des Halobienindex – In: von Tümpling, W., Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2:310-313
- Coring, E. et al. (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. DVWK Materialien 6: 1-219
- Rott, E. et al. (1997): Indikationslisten von Aufwuchsalgen. Teil 2: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- STOWA (2004): Referenties en Concept-Maatlatten voor Rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. Rapport 43/2004, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, STOWA, Utrecht.
- Kroker, J. (2006): Phytoplankton in Niedersächsischen Fließgewässern – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Messkampagne 2002/2003. NLWKN Stade unveröffentlicht
- Pottgiesser, T. und Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-WRRL. In: Steinberg, C. et al. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie 19: Erf.Lfg. 7/04 VIII-2.1:1-16 + Anhang
- Brettum, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. Ins Deutsche übersetzt durch Bodo Meier. NIVA Oslo, Postbox 33.
- Ziemann, H. (1970): Zur Gültigkeit des Saprobien-systems in versalzten Gewässern. Limnologica 7(2): 279-293.

7. Anlagen

Anlage 1: Taxaliste benthischer Diatomeen in nicht tideoffenen Gewässern

TAXON	DV Nr.	Name
<i>Achnanthes clevei</i>	6180	GRUNOW
<i>Achnanthes coarctata</i>	6247	(BREBISSON) GRUNOW
<i>Achnanthes conspicua</i>	6855	A.MAYER
<i>Achnanthes delicatula</i>	6248	(KUETZING) GRUNOW
<i>Achnanthes hungarica</i>	6047	(GRUNOW) GRUNOW
<i>Achnanthes lanceolata</i>	6030	(BREBISSON) GRUNOW
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	6260	LANGE-BERTALOT
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>	16127	(BREBISSON) GRUNOW
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>robusta</i>		
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>	6261	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>elliptica</i>		
<i>Achnanthes lanceolata</i> -Komplex		
<i>Achnanthes laterostrata</i>	6705	HUSTEDT
<i>Achnanthes lutheri</i>	6706	HUSTEDT
<i>Achnanthes minutissima</i>	6014	KUETZING
<i>Achnanthes minutissima</i> - Sippen	16561	KRAMMER et LANGE-BERTALOT
<i>Achnanthes oblongella</i>	6268	OESTRUP
<i>Achnanthes peragalli</i>	6270	BRUN & HERIBAUD
<i>Achnanthes rupestoides</i>	6712	HOHN
<i>Achnanthes</i> spp.	6160	BORY DE SAINT VINCENT
<i>Achnanthes subatomoides</i>	6276	(HUSTEDT) LANGE-B. & ARCHIBALD
<i>Actinocyclus normanii</i>	16151	(GREGORY) HUSTEDT
<i>Actinoptychus senarius</i>	91157	(EHRENBERG) EHRENBERG
<i>Amphipleura pellucida</i>	6048	(KUETZING) KUETZING
<i>Amphora coffeaeformis</i>	16152	(J.G.AGARDH) KUETZING
<i>Amphora inariensis</i>	6171	KRAMMER
<i>Amphora libyca</i>	6860	EHRENBERG
<i>Amphora montana</i>	6286	KRASSKE
<i>Amphora ovalis</i>	6044	(KUETZING) KUETZING
<i>Amphora pediculus</i>	6983	(KUETZING) GRUNOW
<i>Amphora</i> spp.	6165	EHRENBERG
<i>Asterionella formosa</i>	6050	HASSALL
<i>Asterionella</i> spp.	6142	HASSALL
<i>Aulacoseira granulata</i>		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>		
<i>Aulacoseira</i> spp.	6797	THWAITES
<i>Bacillaria paradoxa</i>	6143	GMELIN
<i>Biddulphia aurita</i>		
<i>Caloneis amphisbaena</i>	6043	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE
<i>Caloneis bacillum</i>	6051	(GRUNOW) CLEVE
<i>Caloneis silicula</i>	6052	(EHRENBERG) CLEVE
<i>Caloneis</i> spp.	6823	
<i>Campylosira cymbelliformis</i>	91159	(A. SCHMIDT) GRUNOW
Centrales	16772	
Centrales <10µm	6306	
Centrales Gürtelband	6020	
<i>Coccinodiscus</i> spp.	6021	
<i>Cocconeis neothumensis</i>	16180	KRAMMER

TAXON	DV Nr.	Name
<i>Cocconeis pediculus</i>	6145	EHRENBERG
<i>Cocconeis placentula</i>	6943	EHRENBERG
<i>Cocconeis scutellum</i>	6177	EHRENBERG
<i>Cocconeis</i> spp.	6220	
<i>Cyclostephanos dubius</i>		(FRICKE) ROUND
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	6002	(HOHN & HELLERMANN) THERIOT, STOERMER & HAKANSSON
<i>Cyclostephanos</i> spp.	6945	ROUND
<i>Cyclotella atomus</i>	6204	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	6146	KUETZING
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	6944	HUSTEDT
<i>Cyclotella radiosa</i>	16192	(GRUNOW) LEMMERMANN
<i>Cyclotella</i> spp.		(KUETZING) BREBISSON
<i>Cyclotella stelligera</i>	6031	CLEVE & GRUNOW
<i>Cyclotella striata</i>	91162	(KUETZING) GRUNOW
<i>Cyclotella striata/scaldensis</i>	6311	
<i>Cymatopleura solea</i>	6092	(BREBISSON) W.SMITH
<i>Cymatosira belgica</i>	6331	GRUNOW
<i>Cymbella amphicephala</i>	6909	NAEGELI
<i>Cymbella aspera</i>	6063	(EHRENBERG) CLEVE
<i>Cymbella mesiana</i>	6898	CHOLNOKY
<i>Cymbella minuta</i>	6065	HILSE
<i>Cymbella naviculiformis</i>	6157	AUERSWALD
<i>Cymbella silesiaca</i>	91163	BLEISCH IN RABENHORST
<i>Cymbella sinuata</i>	91164	GREGORY
<i>Cymbella</i> spp.	91165	
<i>Delphineis minutissima</i>	6207	(HUSTEDT) SIMONSEN
<i>Delphineis surirella</i>	16202	(EHRENBERG) ANDREWS
<i>Delphineis surirelloides</i>	6949	
<i>Denticula</i> spp.	6209	
<i>Denticula subtilis</i>	16207	GRUNOW
<i>Diatoma mesodon</i>	6147	(EHRENBERG) KUETZING
<i>Diatoma moniliformis</i>	6210	KUETZING
<i>Diatoma problematica</i>	6006	LANGE-BERTALOT
<i>Diatoma spec.</i>	91238	BORY DE SAINT VINCENT
<i>Diatoma tenuis</i>	16210	J.G.AGARDH
<i>Diatoma vulgare</i>	6807	BORY DE SAINT VINCENT
<i>Dimeregramma minor</i>	16211	
<i>Diploneis didyma</i>	6070	(EHRENBERG) EHRENBERG
<i>Diploneis elliptica</i>	16213	(KUETZING) CLEVE
<i>Diploneis interrupta</i>	6869	(KUETZING) CLEVE
<i>Diploneis ovalis</i>		(HILSE) CLEVE
<i>Diploneis smithii</i>	16219	(BREBISSON) CLEVE
<i>Diploneis</i> spp.	6212	EHRENBERG
<i>Diploneis stroemii</i>	6353	
<i>Entomoneis paludosa</i>	6354	(W.SMITH) REIMER
<i>Epithemia adnata</i>	6213	
<i>Epithemia turgida</i>	6975	(EHRENBERG) KUETZING
<i>Eunotia arcubus</i>	6361	NOERPEL & LANGE-BERTALOT
<i>Eunotia bilunaris</i>	6364	(EHRENBERG) MILLS
<i>Eunotia exigua</i>	6214	(BREBISSON) RABENHORST
<i>Eunotia formica</i>	6369	EHRENBERG
<i>Eunotia implicata</i>	6376	NOERPEL & al.
<i>Eunotia incisa</i>	6998	GREGORY
<i>Eunotia minor</i>		(KUETZING) GRUNOW
<i>Eunotia</i> spp.	6235	EHRENBERG
<i>Eunotogramma dubium</i>	6385	
<i>Fragilaria acidoclinata</i>		LANGE-BERTALOT & HOFMANN

TAXON	DV Nr.	Name
Fragilaria acidoclinata		LANGE-BERTALOT & HOFMANN
Fragilaria berlinensis	6033	(LEMMERMANN) LANGE-BERTALOT
Fragilaria bicapitata	16570	A.MAYER
Fragilaria brevistriata	6392	
Fragilaria capucina	6393	DESMAZIERES
Fragilaria capucina - Sippen	6396	KRAMMER et LANGE-BERTALOT
Fragilaria capucina var. gracilis	6186	(OESTRUP) HUSTEDT
Fragilaria capucina var. mesolepta	6034	(RABENHORST) RABENHORST
Fragilaria capucina var. rumpens	16573	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
Fragilaria capucina var. vaucheriae		(KUETZING) LANGE-BERTALOT
Fragilaria construens	91150	(EHRENBERG) GRUNOW
Fragilaria construens - Sippen	6828	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
Fragilaria construens f. construens	6075	
Fragilaria construens f. subsalina	6915	
Fragilaria construens f. venter	6234	(EHRENBERG) HUSTEDT
Fragilaria crotonensis		KITTON
Fragilaria famelica	6076	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
Fragilaria fasciculata	6237	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT
Fragilaria germainii	6776	
Fragilaria leptostauron	6078	(EHRENBERG) HUSTEDT
Fragilaria parasitica	6238	(W.SMITH) GRUNOW
Fragilaria parasitica var. subconstricta	6161	GRUNOW
Fragilaria pinnata	6409	EHRENBERG
Fragilaria pulchella	6239	(RALFS) LANGE-BERTALOT
Fragilaria spp.	16574	LYNGBYE
Fragilaria tenera	6233	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT
Fragilaria ulna		(NITZSCH) LANGE-BERTALOT
Fragilaria ulna - Sippen	6410	KRAMMER et LANGE-BERTALOT
Fragilaria ulna acus	6233	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
Fragilaria ulna angustissima	6169	
Fragilaria ulna angustissima - Sippen	6187	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
Fragilaria ulna var. acus	6216	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
Fragilaria virescens	6079	RALFS
Frustulia rhomboides	6080	(EHRENBERG) DE TONI
Frustulia spp.	6081	
Frustulia vulgaris	6883	(THWAITES) DE TONI
Gomphonema acuminatum		EHRENBERG
Gomphonema augur	16594	EHRENBERG
Gomphonema gracile	6428	EHRENBERG
Gomphonema grovei	6912	
Gomphonema grovei var. lingulatum	6867	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
Gomphonema micropus	6158	KUETZING
Gomphonema minutum	16572	(J.G.AGARDH) J.G.AGARDH
Gomphonema olivaceum		(HORNEMANN) BREBISSON
Gomphonema parvulum	6794	(KUETZING) KUETZING
Gomphonema parvulum - Sippen	6188	
Gomphonema pumilum	6036	
Gomphonema spp.	6041	J.G.AGARDH
Gomphonema truncatum	91166	EHRENBERG
Gyrosigma acuminatum	6443	(KUETZING) RABENHORST
Gyrosigma attenuatum	6083	(KUETZING) RABENHORST
Gyrosigma fasciola	6084	
Gyrosigma nodiferum	16592	(GRUNOW) REIMER
Gyrosigma spp.	6005	HASSALL
Hantzschia amphioxys	6026	(EHRENBERG) GRUNOW
marine Form non det.	6018	
Melosira spp.	6904	J.G.AGARDH

TAXON	DV Nr.	Name
Melosira varians	6450	
Meridion circulare	6809	(GREVILLE) J.G.AGARDH
Navicula accomoda	6117	HUSTEDT
Navicula agrestis	6241	HUSTEDT
Navicula americana	6868	EHRENBERG
Navicula angusta	91155	GRUNOW
Navicula atomus	6966	(KUETZING) GRUNOW
Navicula atomus var. permitis	6910	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
Navicula capitata	6088	EHRENBERG
Navicula capitata var. capitata	6089	
Navicula capitata var. hungarica	6465	(GRUNOW) ROSS
Navicula capitatoradiata	6466	GERMAIN
Navicula cari	6858	EHRENBERG
Navicula cincta	6470	(EHRENBERG) RALFS
Navicula clementioides	6010	HUSTEDT
Navicula clementis	6889	GRUNOW
Navicula contenta	6038	GRUNOW
Navicula costulata		GRUNOW
Navicula cryptocephala	6473	KUETZING
Navicula cryptotenella	6477	LANGE-BERTALOT
Navicula cuspidata	6826	(KUETZING) KUETZING
Navicula cymbelliformis	6481	
Navicula decussis	6917	OESTRUP
Navicula digitoradiata	6916	
Navicula elginensis	6015	(GREGORY) RALFS
Navicula erifuga	6833	LANGE-BERTALOT
Navicula exilis	16326	KÜTZING
Navicula goeppertiana	6812	(BLEISCH) H.L.SMITH
Navicula gregaria	16330	DONKIN
Navicula halophila	6864	(GRUNOW) CLEVE
Navicula ingenua	16336	HUSTEDT
Navicula integra	6094	(W.SMITH) RALFS
Navicula lacunolaciniata	6514	LANGE-BERTALOT & BONIK
Navicula lanceolata	16344	(J.G.AGARDH) EHRENBERG
Navicula lesmonensis	6095	HUSTEDT
Navicula menisculus	6515	SCHUMANN
Navicula menisculus var. grunowii	6872	LANGE-BERTALOT
Navicula menisculus	6028	SCHUMANN
Navicula minima	6519	GRUNOW
Navicula minuscula	16020	GRUNOW
Navicula minuscula var. muralis	6522	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT
Navicula mutica	6013	KUETZING
Navicula mutica var. ventricosa	16353	(KUETZING) CLEVE & GRUNOW
Navicula nivalis	6866	EHRENBERG
Navicula oppugnata	6100	HUSTEDT
Navicula pelliculosa	6527	(BREBISSON) HILSE
Navicula perminuta	6865	GRUNOW
Navicula phyllepta	6101	KUETZING
Navicula protracta	6102	(GRUNOW) CLEVE
Navicula pseudolanceolata	6534	LANGE-BERTALOT
Navicula pupula	6221	KUETZING
Navicula pygmaea	6104	KUETZING
Navicula radiosa	6022	KUETZING
Navicula recens	16362	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT
Navicula reichardtiana	6105	LANGE-BERTALOT
Navicula reinhardtii	6537	GRUNOW
Navicula rhynchocephala	6540	KUETZING

TAXON	DV Nr.	Name
<i>Navicula rhynchotella</i>	6192	LANGE-BERTALOT
<i>Navicula salinarum</i>	6873	GRUNOW
<i>Navicula saprophila</i>	16371	LANGE-BERTALOT
<i>Navicula schroeterii</i>	6990	MEISTER
<i>Navicula seminulum</i>	6106	GRUNOW
<i>Navicula slesvicensis</i>	6896	GRUNOW
<i>Navicula spicula</i>	6553	(HICKIE) CLEVE
<i>Navicula</i> spp.	6831	BORY DE ST. VINCENT
<i>Navicula subhamulata</i>	6870	GRUNOW
<i>Navicula subminuscula</i>	6989	MANGUIN
<i>Navicula tenelloides</i>	6890	HUSTEDT
<i>Navicula tripunctata</i>		(O.F.MUELLER) BORY DE ST. VINC.
<i>Navicula trivialis</i>	6558	LANGE-BERTALOT
<i>Navicula tuscula</i>	6820	(EHRENBERG) GRUNOW
<i>Navicula veneta</i>	6564	KUETZING
<i>Navicula viridula</i>	6110	
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	6023	(KUETZING) CLEVE
<i>Neidium affine</i>	6965	(EHRENBERG) PFITZER
<i>Neidium ampliatum</i>	16390	(EHRENBERG) KRAMMER
<i>Neidium productum</i>	6039	(W.SMITH) CLEVE
<i>Nitzschia acicularis</i>	16391	(KUETZING) W.SMITH
<i>Nitzschia acula</i>	6991	HANTZSCH
<i>Nitzschia agnita</i>		HUSTEDT
<i>Nitzschia amphibia</i>	16046	GRUNOW
<i>Nitzschia amplectens</i>	6579	HUSTEDT
<i>Nitzschia angustata</i>	6580	(W.SMITH) GRUNOW
<i>Nitzschia angustata</i> var. <i>minuta</i>	16048	
<i>Nitzschia aurariae</i>	6964	CHOLNOKY
<i>Nitzschia bremensis</i>	6193	HUSTEDT
<i>Nitzschia brevissima</i>		GRUNOW
<i>Nitzschia calida</i>	16400	GRUNOW
<i>Nitzschia capitellata</i>	6582	HUSTEDT
<i>Nitzschia clausii</i>	6242	HANTZSCH
<i>Nitzschia communis</i>	6921	
<i>Nitzschia commutatoides</i>	6008	LANGE-BERTALOT
<i>Nitzschia compressa</i>	6586	(BAILEY) BOYER
<i>Nitzschia constricta</i>	6113	(KUETZING) RALFS
<i>Nitzschia debilis</i>	6195	ARNOTT
<i>Nitzschia dissipata</i>	16409	(KUETZING) GRUNOW
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i>	6025	(HANTZSCH) GRUNOW
<i>Nitzschia dubia</i>	6196	W.SMITH
<i>Nitzschia filiformis</i>	6197	(W.SMITH) VAN HEURCK
<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i>	16413	(RICHTER) LANGE-BERTALOT
<i>Nitzschia fonticola</i>		GRUNOW
<i>Nitzschia frustulum</i>	6114	(KUETZING) GRUNOW
<i>Nitzschia gracilis</i>	6595	HANTZSCH
<i>Nitzschia granulata</i>		GRUNOW
<i>Nitzschia harderi</i>	6857	
<i>Nitzschia hungarica</i>	6888	GRUNOW
<i>Nitzschia inconspicua</i>	16102	GRUNOW
<i>Nitzschia incrustans</i>	6024	
<i>Nitzschia intermedia</i>	16560	HANTZSCH
<i>Nitzschia levidensis</i>	16426	(W.SMITH) GRUNOW
<i>Nitzschia levidensis</i> var. <i>salinarum</i>	6601	GRUNOW
<i>Nitzschia linearis</i>	16427	(J.G.AGARDH) W.SMITH
<i>Nitzschia linearis</i> - Sippen	16431	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
<i>Nitzschia littoralis</i>	6011	GRUNOW
<i>Nitzschia littorea</i>	16576	GRUNOW

TAXON	DV Nr.	Name
Nitzschia lorenziana	16056	GRUNOW
Nitzschia navicularis	6199	(BREBISSON) GRUNOW
Nitzschia palea	6605	(KUETZING) W.SMITH
Nitzschia palea - Sippen	6925	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
Nitzschia palea var. tenuirostris	6029	LANGE-BERTALOT
Nitzschia paleacea	16445	GRUNOW
Nitzschia perminuta	6201	(GRUNOW) M.PERAGALLO
Nitzschia pusilla		GRUNOW
Nitzschia recta	6027	HANTZSCH
Nitzschia reversa	6961	W.SMITH
Nitzschia sigma	6972	(KUETZING) W.SMITH
Nitzschia sigma-Sippe	6613	
Nitzschia sigmoidea	91224	(NITZSCH) W.SMITH
Nitzschia sociabilis	6924	HUSTEDT
Nitzschia spp.	6615	HASSALL
Nitzschia subacicularis	6118	HUSTEDT
Nitzschia subcohaerens var. scotica	91167	
Nitzschia supralitorea	16777	LANGE-BERTALOT
Nitzschia tubicola	6148	GRUNOW
Nitzschia umbonata	6121	(EHRENBERG) LANGE-BERTALOT
non det.	6844	
Odontella aurita	6645	
Opephora spp.	6123	
Pennales	6125	
Pennales <10µm	6654	
Pennales Gürtelband	6658	
Pinnularia borealis	6151	EHRENBERG
Pinnularia gibba	6126	EHRENBERG
Pinnularia interrupta	6667	W.SMITH
Pinnularia maior	91235	(KUETZING) RABENHORST
Pinnularia microstauron	16486	(EHRENBERG) CLEVE
Pinnularia obscura	16078	KRASSKE
Pinnularia pseudogibba	91169	KRAMMER
Pinnularia spp.		EHRENBERG
Pinnularia subcapitata	6224	GREGORY
Pinnularia subgibba	6938	KRAMMER
Pinnularia viridis		(NITZSCH) EHRENBERG
Plagiogramma staurophorum	6149	(GREGORY) HEIBERG
Pleurosigma elongatum	6129	W.SMITH
Pleurosigma salinarum	6681	GRUNOW
Raphoneis amphiceros	6130	(EHRENBERG) EHRENBERG
Rhabdonema minutum	6686	
Rhoicosphenia abbreviata	6821	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT
Skeletonema potamos		(WEBER) HASLE
Skeletonema spp.	6009	
Skeletonema subsalsum	16505	(CLEVE-EULER) BETHGE
Stauroneis anceps	6796	EHRENBERG
Stauroneis kriegerii	6940	PATRICK
Stauroneis phoenicenteron	6942	(NITZSCH) EHRENBERG
Stauroneis producta	6227	GRUNOW
Stauroneis spp.	6133	EHRENBERG
Stauroneis thermicola	6693	
Stephanodiscus hantzschii	6228	GRUNOW
Stephanodiscus lucens	6994	HUSTEDT
Stephanodiscus neoastraea	6229	HAKANSSON & HICKEL
Stephanodiscus parvus	6136	STOERMER & HAKANSSON
Stephanodiscus spp.	6952	EHRENBERG
Surirella amphioxys	6696	W.SMITH

TAXON	DV Nr.	Name
<i>Stauroneis anceps</i>	6796	EHRENBERG
<i>Stauroneis kriegerii</i>	6940	PATRICK
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	6942	(NITZSCH) EHRENBERG
<i>Stauroneis producta</i>	6227	GRUNOW
<i>Stauroneis</i> spp.	6133	EHRENBERG
<i>Stauroneis thermicola</i>	6693	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	6228	GRUNOW
<i>Stephanodiscus lucens</i>	6994	HUSTEDT
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	6229	HAKANSSON & HICKEL
<i>Stephanodiscus parvus</i>	6136	STOERMER & HAKANSSON
<i>Stephanodiscus</i> spp.	6952	EHRENBERG
<i>Surirella amphioxys</i>	6696	W.SMITH
<i>Surirella angusta</i>	6074	KUETZING
<i>Surirella brebissonii</i>	6091	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>Kuetzingii</i>	6155	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
<i>Surirella capronii</i>	16097	BREBISSON
<i>Surirella minuta</i>	91228	BREBISSON
<i>Surirella ovalis</i>	16674	BREBISSON
<i>Surirella</i> spp.	16098	TURPIN
<i>Surirella visurgis</i>	16525	HUSTEDT
<i>Tabellaria fenestrata</i>	6937	(LYNGBYE) KUETZING
<i>Tabellaria flocculosa</i>		(ROTH) KUETZING
<i>Tabellaria</i> spp.		
<i>Tetracyclus rupestris</i>		(BRAUN) GRUNOW
<i>Thalassionema nitzschioides</i>		
<i>Thalassiosira bramaputrae</i>		(EHRENBERG) HAKANSSON & LOCKER
<i>Thalassiosira pseudonana</i>		HASLE & HEIMDAL
<i>Thalassiosira visurgis</i>		
<i>Thalassiosira weissflogii</i>		(GRUNOW) FRYXELL & HASLE