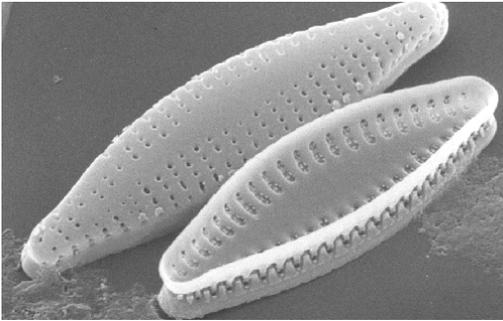




Bayerisches
Landesamt
für Umwelt



Auftraggeber:
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA
(Projekt-Nr. O 2.04)

Auftragnehmer:
Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL

Endbericht
November 2005

Dr. Jochen Schaumburg
Christine Schranz
Dr. Doris Stelzer
Dr. Gabriele Hofmann
Dr. Antje Gutowski
Julia Foerster

Auftraggeber	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA. Projekt-Nr. O 2.04
Auftragnehmer	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Projektleitung	Dr. Jochen Schaumburg, Bayer. Landesamt für Umwelt
Koordination	Dipl.-Biol. Christine Schranz, Bayer. Landesamt für Umwelt
Makrophyten	Dr. Doris Stelzer, München
Diatomeen	Dr. Gabriele Hofmann, Glashütten-Schloßborn Dipl.-Biol. Christine Schranz, Bayer. Landesamt für Umwelt
Phytobenthos	Dr. Antje Gutowski, Bremen Dipl.-Biol. Julia Foerster, Universität Bremen, FB 02, AG Meeresbotanik

1	Einleitung	4
2	Untersuchungsgewässer und Datengrundlage	5
3	Methoden	9
3.1	Probenahme	9
3.2	Methodenvorstellung	10
3.3	Präparation und Mikroskopische Analyse	11
3.4	Überarbeitung der biozönotischen Gewässertypologie	11
4	Entwicklung eines DV-Tools	13
5	Ergebnisse und Diskussion	15
5.1	Überarbeitung der Typologie	15
5.1.1	Makrophyten	15
5.1.1.1	Charakterisierung der biozönotischen Fließgewässertypen	18
5.1.1.2	Makrophytentypologie und Fließgewässertypologie nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004)	19
5.1.2	Diatomeen	21
5.1.2.1	Diatomeentypen der Alpen und des Alpenvorlandes	21
5.1.2.2	Diatomeentypen der Mittelgebirge	22
5.1.2.3	Diatomeentypen des Norddeutschen Tieflandes	24
5.1.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	30
5.1.3.1	Charakterisierung der Phytobenthostypen	33
5.2	Überarbeitung des Bewertungsverfahrens	50
5.2.1	Makrophyten	50
5.2.1.1	Überarbeitung der Artenlisten	50
5.2.1.2	Bewertung von Helophytendominanz	51
5.2.1.3	Veränderung der Indexklassen und Zusatzkriterien	52
5.2.1.4	Anpassung der Bewertung des Typs MRK	53
5.2.1.5	Anpassung der Bewertung des Typs MRS	53
5.2.1.6	Anpassung der Bewertung des Typs MP(G)	54
5.2.1.7	Anpassung des Bewertungsschemas von Typ TN und Erweiterung um TN _g und TN _k	54
5.2.1.8	Entwicklung der Bewertung für den Typ TR	55
5.2.2	Diatomeen	56
5.2.2.1	Probenahme	56
5.2.2.2	Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“	57
5.2.2.3	Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Trophie-Index und Saprobienindex“	75
5.2.2.4	Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Versauerungszeiger“	76
5.2.2.5	Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Halobienindex“	77
5.2.2.6	Gesamtmodul Diatomeen	78
5.2.2.7	Zusatzkriterien	80
5.2.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	81
5.2.3.1	Silikatisch geprägte Fließgewässertypen im Mittelgebirge (MG_sil)	81
5.2.3.2	Karbonatische Fließgewässer im Mittelgebirge (MG_karb)	85

5.2.3.3	Karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland (NT_karb)	88
5.2.3.4	Silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland (NT_sil/org)	89
5.2.3.5	Vereinfachung der Methode	90
5.2.3.6	Zusammenfassung und Diskussion	97
6	Handlungsanweisung	100
6.1	Probenahme und Ermittlung der Makrophyten & Phytobenthos-Biozönose	100
6.1.1	Makrophyten	101
6.1.1.1	Materialien zur Durchführung der Kartierung	101
6.1.1.2	Festlegung des Kartierabschnittes	102
6.1.1.3	Hinweise zum Ausfüllen des Kartierprotokolls	102
6.1.2	Diatomeen	109
6.1.2.1	Zeiträume der Probenahme	109
6.1.2.2	Methoden der Probenahme	109
6.1.2.3	Materialien zur Durchführung der Probenahme in Fließgewässern	111
6.1.2.4	Präparation	112
6.1.2.5	Herstellen von Dauerpräparaten	114
6.1.2.6	Mikroskopische Auswertung	115
6.1.2.7	Kriterien der Nichtauswertbarkeit und Nichtbewertbarkeit	116
6.1.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	117
6.1.3.1	Probenahme	118
6.1.4	Transport, Fixierung, Lagerung und Versand der Proben	121
6.1.5	Mikroskopische Analyse und Dokumentation	123
6.1.5.1	Materialien	123
6.1.5.2	Mikroskopie	123
6.1.5.3	Zusammenfassung und Aufbereitung der Daten	127
6.2	Bestimmung des Fließgewässertyps	130
6.3	Bewertung	135
6.3.1	Makrophyten	135
6.3.1.1	Berechnung des Referenzindex	135
6.3.1.2	Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren	140
6.3.2	Diatomeen	143
6.3.2.1	Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“	143
6.3.2.2	Bewertungsmodul „Trophie- und Saprobienindex“	144
6.3.2.3	Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“	145
6.3.2.4	Bewertungsmodul „Halobienindex“	146
6.3.2.5	Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Module	147
6.3.2.6	Gesamtmodul Diatomeen	147
6.3.2.7	Weitergehende Metrics	148
6.3.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	171
6.3.4	Gesamtbewertung von Fließgewässern mit Makrophyten & Phytobenthos	175
6.3.4.1	Verschneidung der Metrics Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen	175
6.3.4.2	Ermitteln der Ökologischen Zustandsklasse	177
6.3.5	Aufwandsabschätzung	197
6.3.5.1	Makrophyten	197
6.3.5.2	Diatomeen	197

6.3.5.3	Phytobenthos ohne Diatomeen, vereinfachtes Verfahren	197
6.3.5.4	Gesamtverfahren	198
7	Bewertung der Probestellen	199
8	Defizite	204
9	Zusammenfassung und Ausblick	206
10	Literatur	209
	Tabellenverzeichnis	221
	Abbildungsverzeichnis	226
	Gleichungsverzeichnis	228

1 Einleitung

Die im Dezember 2000 verabschiedete EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EUROPÄISCHE UNION 2000) schreibt die ökologische Bewertung von Oberflächengewässern nach biologischen Kriterien vor. Dabei werden in Fließgewässern und Seen vier biologische Qualitätskomponenten berücksichtigt: Das Phytoplankton, die Makrophyten und das Phytobenthos, das Makrozoobenthos und die Fische. Nach Anhang V der WRRL (Stand 23. Oktober 2000) soll der „ökologische Zustand“ der Gewässer anhand der „Artenzusammensetzung und Abundanz“ der jeweils zur Bewertung herangezogenen Organismengruppe ermittelt werden. Das dazu verwendete Verfahren muss „typbezogen“ und „leitbildorientiert“ sein.

Der „ökologische Zustand“ eines Gewässers wird im Text der WRRL über die vorhandenen Biozönosen der jeweiligen Qualitätskomponente in den Gewässern definiert. Der Grad der Abweichung der rezent vorhandenen Biozönose von der in diesem Gewässertyp anzunehmenden anthropogen unbeeinflussten Biozönose (Referenz) bestimmt die Ökologische Zustandsklasse.

Im Auftrag des BMBF und der LAWA wurde am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft das deutsche Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos nach den Bedingungen und Vorgaben der WRRL entwickelt. Im Januar 2004 wurde dieses in einer ersten Version vorgelegt (SCHAUMBURG et al. 2004a).

Im Rahmen des Projektes „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-WRRL“, welches ebenfalls am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft durchgeführt wurde, konnten nach den Vorschriften dieses vorgelegten Verfahrens bundesweit neue Daten erhoben werden. Zusätzlich wurden für das zeitgleich stattfindende Projekt „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem“ Daten erhoben und damit die Datengrundlage für die Gewässer Nordostdeutschlands wesentlich verbessert. Die Daten aus beiden Projekten gingen gemeinsam in die Auswertungen ein und werden hier gemeinsam vorgestellt. Anhand dieses so stark erweiterten Datensatzes wurde das bisherige Verfahren überprüft, überarbeitet und für bisher nicht bewertbare Gewässertypen ergänzt.

Die Neuerungen beruhen unter anderem auch auf den Vorschlägen und Anmerkungen die aus den Praxistests der Bundesländer hervor gegangen sind, sowie auf den Diskussionsbeiträgen eines vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft organisierten Expertenworkshops. Zudem wurden während der Freilandarbeiten Methodenvorstellungen durchgeführt, in denen die Probenahmemethodik Mitarbeitern der zuständigen Länderbehörden und Kartierungsbüros demonstriert wurde. Rückmeldungen während dieser Schulungen wurden ebenfalls bei der Verbesserung der Kartierprotokolle und des Bewertungsverfahrens berücksichtigt. Ebenfalls wichtige Beiträge lieferte die ständige Diskussion mit Mitgliedern des LAWA-Unterausschusses „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.

2 Untersuchungsgewässer und Datengrundlage

Für die Validierung des Bewertungsverfahrens konnten im Rahmen des Projektes an 146 Fließgewässerabschnitten Makrophytendaten erhoben und Diatomeen beprobt werden. Für das Phyto-benthos ohne Diatomeen konnten aus Kapazitätsgründen lediglich 65 Stellen untersucht werden.

Die Stellenauswahl erfolgte auf Grund der von den Ländervertretern gemeldeten Gewässern und wurde so weit möglich mit den Bearbeitern des Projektes zur Überarbeitung des Bewertungsverfahrens Makrozoobenthos abgeglichen. Die Untersuchungsstellen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Aus verschiedenen Bundesländern wie Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein, Sachsen und Thüringen wurden darüber hinaus Daten aus Praxistests zur Verfügung gestellt, die in verschiedene Schritte der Auswertungen mit einbezogen wurden.

Tabelle 1: Untersuchte Probestellen. BL: Bundesland.

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ
10015	Alter Rhin bei Friesack	bei Friesacker Zootzen uh Ausl aus Rhinkanal	BB	12
10016	Dahle	3 bis 1km vor der Mündung in die Elbe	BB	19
10053	Elbe	Cumlosen	BB	20
10014	Finow	2 km unterhalb Biesenthal bis oberhalb Finowfurt	BB	12
10017	Havel	zwischen Bahnitz und Premnitz	BB	20
10019	Küstrinchenbach	Abfluss Großer Küstrinsee	BB	21
10013	Löcknitz östl. Berlin	3 km unterhalb Kienbaum	BB	12
10012	Pölzer Fließ	bei Brücke	BB	11
10020	Schlaube	Abfluss Wirchensee bis Kieselwitzer Mühle	BB	21
10018	Schwärze	Abfluss Schwärzensee	BB	21
10011	Sernitz	2 km östlich Greiffenberg	BB	11
10010	Stöbber	oh Waldsiefersdorf	BB	11
10021	Welse	Abfluss Wolletzsee bis Einmündung Dievenitz	BB	21
10052	Tegeler Fließ		BE	11
10000	Eschach	uh. Leutkirch	BW	2
10006	Eyach	uh. Lautlingen	BW	7
10004	Fichtenberger Rot	bei Wielandsweiler	BW	6
10002	Iller	uh. Ulm-Wiblingen	BW	4
10008	Jagst	in Mulfingen	BW	9.1
10003	Kleine Enz	oh. Calmbach	BW	5.1
10005	Lipbach	in Mühlheim	BW	7
10009	Mühlbach	uh. Altenheim	BW	19
10001	Obere Argen	bei Harratried	BW	3
10007	Wutach	oh. Gauchach-Mündung	BW	9.1
10136	Ach	Heimgarten bei Uffing/Staffelsee	BY	11
10141	Alz	Seebruck	BY	21
10142	Amper	Seeausfluss bei Stegen, uh. Schwelle	BY	21
10129	Bischofwiesener Ache	Ortsteil Winkl, uh. Brücke nach Klaf	BY	1.1
10135	Ebrach	Anzenberg	BY	3.1
10128	Frechenbach	Höhe Parkplatz an Schranke oh. Klaushäusl	BY	1.1

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ
50509	Grosse Ohe	Taferlruck	BY	5
10132	Große Vils	Dornau / oh Leberskirchen	BY	2.2
10139	Inn	100 m uh Wasserburg (HMS 112)	BY	4
10138	Isar	Mündung in die Donau	BY	4
50503	Krebsbach	Murnauer Moos / uh Krebssee	BY	11
10144	Lech	Litzauer Schleife	BY	4
10134	Murn	Murnholz / Pirach	BY	3.1
10130	Steinbach (Ruhpolding)	Steg bei Fkm 1,6	BY	1.1
10133	Vils	Reichersdorf (Brücke DGF 32, RW/HW)	BY	2.2
10137	Wertach	Pegel Thalhofen, oh. Brücke (südlich Weiblishofen)	BY	3.2
10131	Westl. Günz	südl. Westerheim, natürlicher Abschnitt	BY	2.1
50491	Zellwieser Muehlbach	bei Koenigsdorf / zur Loisach	BY	11
10140	Zellwieser Mühlbach	bei Königsdorf / zur Loisach	BY	11
10061	Eder	bei Anraff	HE	9.2
10127	Geräthsbach		HE	19
10055	Jossa	unterhalb Barackenhöfe	HE	5.1
10054	Josklein	südöstlich Stadtallendorf	HE	5.1
10056	Merkfritzerbach	unterhalb Gedern	HE	5.2
10059	Netra	oberhalb Datterode	HE	7
10057	Riedbach	oberhalb Birstein	HE	5.2
10060	Schlierbach	östl. Oberdünzelbach	HE	7
10062	Stockstadt-Erfelder Altrhein	östlich Forsthaus Knoblochsau	HE	10
10058	Westerbach	bei Eschborn	HE	6
10074	Barthe	oberhalb Planitz	MV	23
10075	Barthe	b. Barth-Tannenheim	MV	23
10081	Goldbach	oh. der B96	MV	14,16
10073	Harkenbäk	uh. Deipsee	MV	23
10069	Havel	b. Granzin	MV	21
10065	Hopfenbach	b. Pinnowhof	MV	14
10064	Kleiner Hellbach	b. Panzow	MV	14
10125	Lindebach	oh Teich Hinterste Mühle	MV	12
10066	Maibach	b. Stubbendorf	MV	14
10071	Ostpeene	unterhalb Rittermannshäger See	MV	21
10070	Peene	uh. Kummerower See	MV	21
10077	Peene	bei Gützkow	MV	23
10082	Peezer Bach	b. Peez	MV	23
10124	Recknitz	Bad Sülze	MV	12
10078	Recknitz	bei Carlewitz	MV	23
10067	Schaale	b. Kogel	MV	15
10080	Stepenitz	nahe Dassow bei STE2	MV	23
10079	Stepenitz	oh. Einmündung Maurine	MV	23
10126	Sude	Forstamt Radelübbe	MV	12
10083	Swinow	b. Gribow	MV	14
10068	Tollense	b. Mühlenhagen, Kessin	MV	12
10072	Trebel	im Mündungsbereich bei Wotenick	MV	23
10076	Uecker	bei Ueckermünde	MV	23
10039	Aschwardener Flutgraben	Nord-östlich Aschwarden	NI	22
10035	Bornau	Probsthagen	NI	18
10032	Bornbach	Stadensen	NI	16
10040	Elbe	Bleckede	NI	20
10026	Grove	Wehdel	NI	11
10038	Harle	Nenndorf	NI	22
10034	Ilmenau	Rote Schleuse	NI	17

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ
10037	Jade	Jader Vorwerk	NI	22
10036	Jade	Hohenberge	NI	22
10025	Marka	Neumarkhausen Holzbrücke	NI	11
10024	Mittelradde	Ahmsen	NI	11
10023	Nette	Bilderlahe	NI	6
10022	Oder	Oderhaus	NI	5
10033	Schmale Aue	oh. Nindorf	NI	16
10030	Schwinge	Ordenskamp	NI	12
10031	Schwinge	Oberhalb Stade /B73	NI	12
10028	Schwinge	Willaher Moor	NI	11
10027	Schwinge	Schwinge	NI	11
10029	Südradde	Lastrup	NI	12
10084	Weser	Dörverdev	NI	20
10051	Ahse	A 3) uh Kläranlage Lohne	NW	18
10048	Alpbach	(L 81) vor Mdg. in den Bröggelbach	NW	16
10050	Gehle	Strbr. in Bierde	NW	17
10041	Hummerbach	bei Hummerbruch	NW	6
10045	Mühlenbach	Mühlenbach vor Mündung	NW	11
10046	Niers	bei Haus Diesdonk	NW	12
10047	Niers	Geldern-Pont	NW	12
10044	Niers	bei Wetschewell	NW	11
10042	Ruhr	(R 25) uh Möhne	NW	9.2
10049	Stockumer Bach	(L 84) oh Brentrup	NW	16
10043	Weser	uh KA Holzminden	NW	10
10087	Alsenz	ob. Rockemhausen	RP	9.1
10086	Appelbach	b. Wöllstein	RP	9.1
10093	Eußerbach	Mündung	RP	5.1
10092	Kaiserbach	ob.Nervenlinik Landeck	RP	5.1
10091	Kleine Nister	b. Nisterberg	RP	5.2
10088	Kyll	b. Pelm	RP	9
10090	Lasterbach	Neumühle	RP	5.2
10085	Nahe	Oberhausen	RP	9.2
10089	Odenbach	vor Mündung Nussbach	RP	6
10113	Eider	süd./westl.Achterwehr	SH	21
10119	Lecker Au	w Leck	SH	22
10115	Oberer Schierenseebach	nord/östl. Wrohe	SH	21
10114	Salzau	nord/östl.Fargau	SH	21
10112	Schwentine	nördl. Karpe	SH	21
10116	Soholmer Au	unterhalb Bargum	SH	22
10118	Treene	n Wohlde	SH	22
10117	Treene	unterhalb Hollingstedt	SH	22
10094	Blies	Reinheim	SL	9.2
10095	Prims	Bardenbach	SL	9
10099	Albrechtsbach	Straßenbrücke Bautzen/Weißenberg	SN	16
10100	Dahle	oh. Dahlen	SN	16
10098	Elbe	Scharfenberg r	SN	10
10097	Flöha	Reifland-Wünschendorf	SN	9
10096	Große Pyra	Sachsengrund	SN	5
10101	Spree	Lieske	SN	17
10102	Bode	oh Quedlinburg	ST	9
10106	Ehle	Brücke Biederitz	ST	15
10110	Elbe	Sandau	ST	20
10111	Elbe	Wittenberg	ST	20
10103	Ihle	uh Hohenzitz	ST	14

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ
10107	Ohre	uh Wolmirstedt	ST	15
10105	Ohre	uh Hanum	ST	14
10104	Olbitzbach	Schlangengrube	ST	14
10108	Sarre	Wanzleben	ST	18
10109	Tanger		ST	19
10121	Gera	Ichtershausen	TH	9.1
10122	Königseer Rinne	uh Rottenbach	TH	6
10120	Pferdebach	oh Heiligenstadt	TH	7
10123	Rodach	Ummerstadt	TH	9.1

Der Gesamtdatensatz, auf dem die Überarbeitungen des Verfahrens beruhen, ist in Tabelle 2 aufgeführt. Außerdem wurden von verschiedenen Projekten Daten zur Verfügung gestellt, welche je nach Aufnahmeverfahren, Typzugehörigkeit und Plausibilität unterstützend herangezogen wurden.

Tabelle 2: Anzahl der Befunde des Gesamtdatensatzes

Organismengruppe	Anzahl erhobene Befunde
Makrophyten	431
Diatomeen	1296
Phytobenthos	294

3 Methoden

3.1 Probenahme

Die Probenahmen und Kartierungen erfolgte durch die gleichen Bearbeiter wie in der ersten Projektphase nach den dort entwickelten Vorschriften (SCHAUMBURG et al. 2004a). Dies gewährleistete einen gleichbleibend qualitativ hochwertigen Datensatz.

Die Erhebung der Makrophyten- und Phytobenthosdaten erfolgte zwischen Juni und August 2004.

Die im Kartierbereich vorkommenden **Makrophyten** wurden durch Begehung entgegen der Strömungsrichtung untersucht. Um die gesamte Breite der Fließgewässer in die Untersuchung einzubeziehen, wurden die Gewässer im Zickzack unter zu Hilfenahme eines Sichtkastens abgewatet. Bei großer Tiefe und/oder starker Trübung wurden die Pflanzen mittels eines ausziehbaren Rechens kartiert. Tiefe, unzugängliche Fließgewässer wurden vom Rand aus entlang einer Uferseite untersucht, indem so weit wie möglich hineingewatet und der Gewässergrund sorgfältig abgereicht wurde.

Erfasst wurden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen). Die Häufigkeiten der ermittelten Arten wurden anhand der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) abgeschätzt. Nicht im Gelände bestimmbare Arten wurden entnommen, unter dem Stereomikroskop nachbestimmt und gegebenenfalls herbarisiert bzw. fotografisch dokumentiert.

Für die Analyse der **Kieselalgen** wurden Proben des Diatomeenaufwuchses von Steinen und von Sediment unterschiedlicher Beschaffenheit in einem Tiefenbereich von 30 bis 60 cm entnommen. An einigen Stellen im Norddeutschen Tiefland konnte das Bodensubstrat aufgrund von dichten Röhrichtbeständen nicht erreicht werden. In diesen Fällen wurde pflanzliches Substrat verwendet und das Vorgehen im Protokoll entsprechend vermerkt.

Die Fixierung des Materials erfolgte vor Ort durch Formaldehyd in einer Endkonzentration von 1–4 %.

Die **Phytobenthosprobenahme** erfolgte unter Anwendung des „Multi-Habitat-Sampling“-Prinzips. Von allen am Standort vorkommenden Substraten wurden verschiedene Phytobenthosproben (Unterproben) entnommen und die Deckungsgrade bzw. Abundanzen des Bewuchses geschätzt. Die Angaben und einige grundlegende Informationen zur Probestelle wurden in das Feldprotokoll eingetragen.

Diese Proben konnten nicht sofort ausgewertet werden. Flüssigproben wurden noch am Standort mit Lugol'scher Lösung fixiert. Die Steine wurden in einer Kühlbox zwischengelagert und dann per Postsendung transportiert. Nach Ankunft im Labor wurden sie sofort in einem Gefrierschank eingefroren und bis zur Analyse gelagert.

Die Begehung der Fließgewässer war in der Regel gut durchführbar. Probleme traten nur in Einzelfällen durch Hochwasser oder extrem weiches Bodensubstrat auf. Das Gewässerbett des Hegebach (10063) war ausgetrocknet, so dass eine Untersuchung nicht erfolgen konnte. Auch die Stelle des Aschwardener Flutgrabens (10039) konnte nicht für die Auswertung verwendet werden. Hier wurde versehentlich ein nahe gelegenes anderes Fließgewässer beprobt. Da nicht sicher ist, ob das untersuchte Gewässer dem gleichen Fließgewässertyp zuzuordnen ist, wurde die Stelle nicht in die Auswertungen einbezogen. Mittelradde (10024), Südradde (10029), Ilmenau (10034) und Stockumer Bach (10049) führten zum Untersuchungszeitpunkt Hochwasser, so dass keine Begehung des Flussbettes sondern nur eine eingeschränkte Untersuchung möglich war. Die Ergebnisse dieser Standorte sind daher mit Vorsicht zu betrachten. Trotz aufwändigen Suchens war es nicht möglich, die vorgegebene Probestelle der Löcknitz (10013) zu finden. Die Probenahme wurde schließlich an einer etwas flussabwärts gelegenen Stelle an einer Brücke durchgeführt. An dieser Stelle war das Fließgewässer allerdings verbaut (Brücke, Fischtreppe, Steine wohl teilweise eingebracht), sodass diese Stelle nicht als Referenzstelle geeignet ist. Die Probestelle der Schwinge oberhalb Stade (10031) musste wegen einer Baustelle an der B73 ca. 2 km flussabwärts verlegt werden. Auch die Barthe oberhalb Planitz (10074) konnte nicht an der vorgegebenen Stelle untersucht werden, da das Gewässer aufgrund der extrem dichten Ufervegetation nicht erreicht werden konnte. Beprobt wurde deshalb eine Stelle ca. zwei 2 km oberhalb an einer Brücke. Wegen des sehr weichen Sedimentes war nur eine stichprobenhafte Untersuchung möglich. Auch an der Grove bei Wehdel (10026) und der Harle (10038) war nur ein kleiner Bereich für eine Beprobung zugänglich. Die Artenlisten dieser Stellen entsprechen deshalb nicht denen eines 50-100 m langen Abschnittes. In diesen Fällen hätten durch eine zusätzliche Untersuchung zu einem späteren Zeitpunkt bzw. den Einsatz eines Bootes verlässlichere Daten gewonnen werden können. Dies war jedoch in der vorliegenden Untersuchung aus Kostengründen nicht möglich.

3.2 Methodenvorstellung

Im Teilbereich Makrophytenkartierung und Diatomeenprobenahme erfolgten durch die Projektbearbeiter an 17 Standorten Schulungen in der Probenahmemethodik für die zuständigen Länderbehörden.

Die Vorstellung des Teilbereichs Phytobenthosprobenahme fand an 13 Standorten statt. Um die Einarbeitung in die Probenahme dieser bisher wenig untersuchten Organismengruppe zu erleichtern, wurde eine zusätzliche Anleitung zur Probenahme mit photographischen Darstellungen erstellt. Diese kann Mitarbeitern der zuständigen Behörden zur Verfügung gestellt werden und ist über die Autoren zu beziehen. Drei zusätzlich angebotene Termine wurden von den potentiellen Teilnehmern nicht wahrgenommen.

3.3 Präparation und Mikroskopische Analyse

Die Artbestimmung von Diatomeen erfolgt anhand ihres Silikatskeletts. Dazu muss das Probenmaterial mit geeigneten Oxidationsprozessen gereinigt werden. Aus den entstandenen Suspensionen wurden Dauerpräparate hergestellt (vgl. Kapitel 6.1.2.4 und 6.1.2.5). Um repräsentative Verteilungen zu erhalten, wurden in den Streupräparaten jeweils mindestens 500 Schalen auf Artniveau bestimmt. Die Darstellung der Häufigkeiten erfolgte in prozentualen Anteilen. Als Standard-Bestimmungsliteratur diente das vierbändige Werk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991), das durch nachfolgend genannte, von den Autoren seit 1993 publizierte Erweiterungen und Revisionen einzelner Gattungen ergänzt wurde.

- KRAMMER (2000)
- LANGE-BERTALOT (1993)
- LANGE-BERTALOT (2001)
- LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996)
- LANGE-BERTALOT & MOSER (1994)

Aufgrund zu geringer Diatomeengehalte konnten folgende Proben nicht ausgewertet werden: Ostrach am Steg oberhalb Hinterstein (4.11.2003), Lech Litzauer Schleife (5.11.2003), Bornbach bei Stadensen (22.7.2004), Alpbach oberhalb Mündung in den Bröggelbach (21.7.2004), Ahse unterhalb Kläranlage Lohne (2.7.2004) und Peene bei Gützkow (7.8.2004).

Die fixierten Flüssigproben der Phytobenthosprobenahme konnten ohne weitere Vorbehandlung mikroskopisch analysiert werden. Eingefrorenes Material wurde zunächst aufgetaut und die Beläge unter einem Stereomikroskop (Vergrößerung 6,7- bis 40-fach) untersucht. Teile der Beläge wurden mit einem Skalpell oder einer Bürste abgeschabt. Die weitere Auswertung der Proben erfolgte mit einem Umkehrmikroskop der Firma Olympus (IX 70) bei 40- bis 1000-facher Vergrößerung. Dabei stand auch Interferenzkontrast zur Verfügung. Insgesamt wurde das Material so genau wie möglich bestimmt und photographisch dokumentiert, d.h. auch planktische Taxa wurden soweit möglich mit erfasst und dokumentiert. Anschließend wurde das Material ebenfalls mit Lugol'scher Lösung nachfixiert. Die Bestimmung erfolgte anhand der in Kapitel 6.1.3.3 aufgeführten Literatur.

Im Rahmen dieses Projektes konnten im Labor keine aufwändigen Rohkulturen angelegt werden, sodass z.B. bei der Gattung *Vaucheria* keine Artbestimmung möglich war.

3.4 Überarbeitung der biozönotischen Gewässertypologie

Die von SCHAUMBURG et al. (2004a) entwickelte Gewässertypologie wurde anhand der verbesserten Datenlage überprüft und erweitert.

Fließgewässerabschnitte, die von den zuständigen Behörden als „sehr gut“ eingeschätzt worden waren, wurden nach den Kriterien Chemie, Struktur und Biologie sowie dem vor Ort gewonnenen

Gesamteindruck auf ihre Eignung als Referenzstelle überprüft. Aus den biozönotischen Makrophytendaten der so ausgewählten 57 Referenzstellen ließen sich mittels Clusteranalyse (SPSS) Gruppen mit ähnlicher Artenzusammensetzung zusammenfassen. Verwendet wurde die Methode „Average Linkage between Groups“ sowie als Distanzmaß der Kosinus. Verwendet wurde der Algorithmus nach Hill, die Anzahl der Achsen wurde nach dem „Kaiser-Kriterium“ ermittelt (vgl. STOYAN et al. 1997). Diese Methode berücksichtigt die quantitative Verteilung der Arten, führt aber trotzdem nicht zu einer Überbetonung hoher Abundanzen. Die Ähnlichkeit der Probestellen wird anhand gemeinsam vorkommender Arten, nicht jedoch anhand gemeinsam nicht vorkommender Taxa berechnet (nähere Ausführungen hierzu vgl. WILDI 1986, BRAUKMANN 2000).

Die Überarbeitung für die biozönotische Diatomeentypologie erfolgte anhand vegetationsökologischer Verfahren (vgl. SCHAUMBURG et al. 2004a). Die Zuordnung der Untersuchungsstellen erfolgte anhand der Typenkarte (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) der BRD und einzelner Rückmeldungen einiger Länder auf Anfragen zu Änderungen in den Typeinstufungen. Bei der Umsetzung in die Diatomeentypologie ergaben sich insbesondere bei den Typen des Norddeutschen Tieflandes erhebliche Probleme. Diese resultieren aus der Tatsache, dass nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) die Typen 14 und 16 sowie Typ 11 sowohl in silikatischer als auch in karbonatischer Ausprägung auftreten können. Da Diatomeen in hohem Maße geochemische Präferenzen und Toleranzen aufweisen, konnte der Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) im Falle der Bäche und kleinen Flüsse des Norddeutschen Tieflandes nicht gefolgt werden. Die Typisierung der Stellen wurde vielmehr anhand der Gesellschaftsstrukturen (Vorkommen bzw. Fehlen silikatischer bzw. karbonatischer Referenzarten) sowie anhand von stellenweise vorhandener Daten zur Gesamthärte und zum Säurebindungsvermögen vorgenommen.

Neben multivariaten Methoden (CA und DCA, CCA) fand die vergleichende Betrachtung der Phytobenthosvegetation vor allem mit vegetationssoziologischen Kreuztabellen statt. Benötigte chemische und physikalische Daten zu den Probestellen lagen leider nur lückenhaft vor.

4 Entwicklung eines DV-Tools

Im Rahmen des Projektes „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-WRRL“ wurde die Entwicklung und Programmierung einer Software in Auftrag gegeben, welche die Berechnung des ökologischen Zustandes nach den Vorgaben von SCHAUMBURG et al. (2004b/c) automatisieren soll.

Auf Grund einer freihändigen Ausschreibung wurde der Auftrag an das IITB Fraunhofer Institut in Karlsruhe erteilt.

Vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft wurde ein umfassendes Anforderungsprofil erstellt, auf Grund dessen das DV-Tool entwickelt wurde. Zeitgleich mit der Erstellung des Berechnungsprogramms wurde das Bewertungsverfahren einer Überarbeitung unterzogen. Daher konnte das Anforderungsprofil nicht auf den in dem Projekt „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-WRRL“ erarbeiteten Neuerungen beruhen. Das Programm berechnet die ökologische Zustandsklasse nach WRRL für Makrophyten & Phytobenthos auf dem Stand, den das Verfahren im Abschlussbericht von Januar 2004 hatte. Eine Anpassung des Tools an den neuesten Stand des Verfahrens wird im Rahmen des Projektes „Vorbereitung des nationalen Bewertungsverfahrens für Makrophyten und Phytobenthos zur Interkalibrierung sowie fachliche Unterstützung beim Interkalibrierungsprozess“ durchgeführt und wurde bereits begonnen.

Der Beginn der Programmierung des Tools auf dem Stand des Verfahrens 2004 war nötig, um das Programm den Anwendern möglichst zeitnah verfügbar zu machen. Da sich viele grundsätzliche Vorgehensweisen nicht ändern, kann eine Erweiterung auf dieser Grundlage schnell erfolgen. Es ist geplant, das DV-tool auf dem aktuellen Stand des Verfahrens im Frühjahr 2006 den Anwendern zur Verfügung zu stellen.

Für die Anwendung werden eine Datei mit Kopfdaten und eine Datei mit biozönotischen Messdaten benötigt. Die zu berechnenden Daten werden in Form von .csv-Dateien in das Programm PHYLIB importiert.

Die Funktionen des Programms ermitteln anhand der eingelesenen Kopfdaten die Typausprägungen der drei Teilkomponenten für den Untersuchungsabschnitt. Anhand der Messdaten wird der durch die Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos indizierte ökologische Zustand berechnet. Es gibt zwei Ausgabefunktionalitäten. Zum einen kann ein Ausgabeprotokoll im pdf-Format erstellt werden, das alle Zwischen- und Endergebnisse incl. einiger Zusatzinformationen zur Ergebnisinterpretation sowie die Taxaliste enthält. Zum anderen können diese Daten als .csv-Datei ausgelesen und in ein Datenhaltungssystem importiert werden.

Ein Beispiel für eine Messdatendatei ist in Tabelle 4 wiedergegeben, Tabelle 3 enthält ein Beispiel für eine Kopfdatendatei.

Tabelle 3: Beispiel für eine Kopfdatentabelle für das DV-Tool

Messstelle	Geologie	Geologie-ID	Öko-region	Einzugs-gebiets-größe	mittlere Breite	Tiefen-klasse	Fließ-geschwin-digkeit	Grund-wasser-einfluss	Säure-kapazität	Gesamt-härte	Makro-phyten-verödung
33	4	4	3	50	2	1	4	Nein	0,4	0,2	Nein
817	5	5	4	3200	15	3	3	Nein	3	4,34	Nein

Tabelle 4: Beispiel einer Messdaten für das DV-Tool

Taxon: DVNr des Taxons nach MAUCH et al. (2003); Einheit: Schlüsselzahlen für die Einheit der Messwerte (13: %);

Form: Schlüsselzahl für die Erscheinungsform des Taxons (256: ohne Angabe)

Probe	Probe-nahme-datum	Taxon	Mess-wert	Einheit	Form	Bio-kompo-nente	Bemerkung
1001	26.09.00 00:00	6010	1,6	13	256	Diatomeen	
1001	26.09.00 00:00	6014	18,4	13	256	Diatomeen	
1001	26.09.00 00:00	6021	15,6	13	256	Diatomeen	
1001	26.09.00 00:00	6026	0,2	13	256	Diatomeen	

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Überarbeitung der Typologie

5.1.1 Makrophyten

Zur Entwicklung der Typologie wurden die Art- und Abundanzdaten der Referenzstellen mittels Cluster- und Korrespondenzanalysen auf die Bildung abgrenzbarer Gruppen untersucht. Die Stellen der Ökoregionen 4 (Alpen) und 9 (Voralpen, Mittelgebirge) wurden getrennt von denen der Ökoregion 14 (Norddeutsches Tiefland) analysiert. Abbildung 1 zeigt das Dendrogramm der Clusteranalyse der (Vor-) Alpen und Mittelgebirgsstellen. Die Grafik bestätigt die von SCHAUMBURG et al. (2004a) festgestellten Gruppen für diese Ökoregionen. Die Stellen lassen sich im wesentlichen in die Gruppen silikatisch-rhithral, karbonatisch-rhithral und potamal einordnen. Es zeigen sich jedoch auch die bereits von SCHAUMBURG et al. (2004a) festgestellten Unschärfen. So gruppiert sich beispielsweise die silikatisch geprägte Stelle 5019 (Klafferbach) zu den karbonatisch geprägten Fließgewässerstellen. Des Weiteren werden einige Probestellen in einen heterogenen „Rest“-Cluster gestellt.

Die Unschärfen in der Clusteranalyse entstanden trotz der strengen Auswahl der Referenzstellen. Dies macht die Probleme deutlich, die bei der Anwendung statistischer Verfahren auf vegetationsökologische Daten auftreten können (vgl. hierzu auch WILDI 1986): in der Dendrogramm-Darstellung wird die Artenverteilung in einer Biozönose auf zwei Dimensionen reduziert. Die in ökologischen Systemen immanenten mehrdimensionalen Überlagerungen verschiedener Einflussgrößen lassen sich dadurch nicht realistisch abbilden. Korrespondenzanalysen liefern zwar bei Betrachtung von drei oder mehr Achsen Informationen über mehrere Einflussparameter, die auf die Biozönose wirken, erreichen aber aufgrund der hohen Variabilität natürlicher Systeme meist nur geringe erklärte Varianzen (WILDI 1986). Beiden Rechenverfahren fehlt außerdem die Fähigkeit, ähnliche ökologische Ansprüche von Arten zu berücksichtigen, so dass diese wichtigen Informationen verloren gehen.

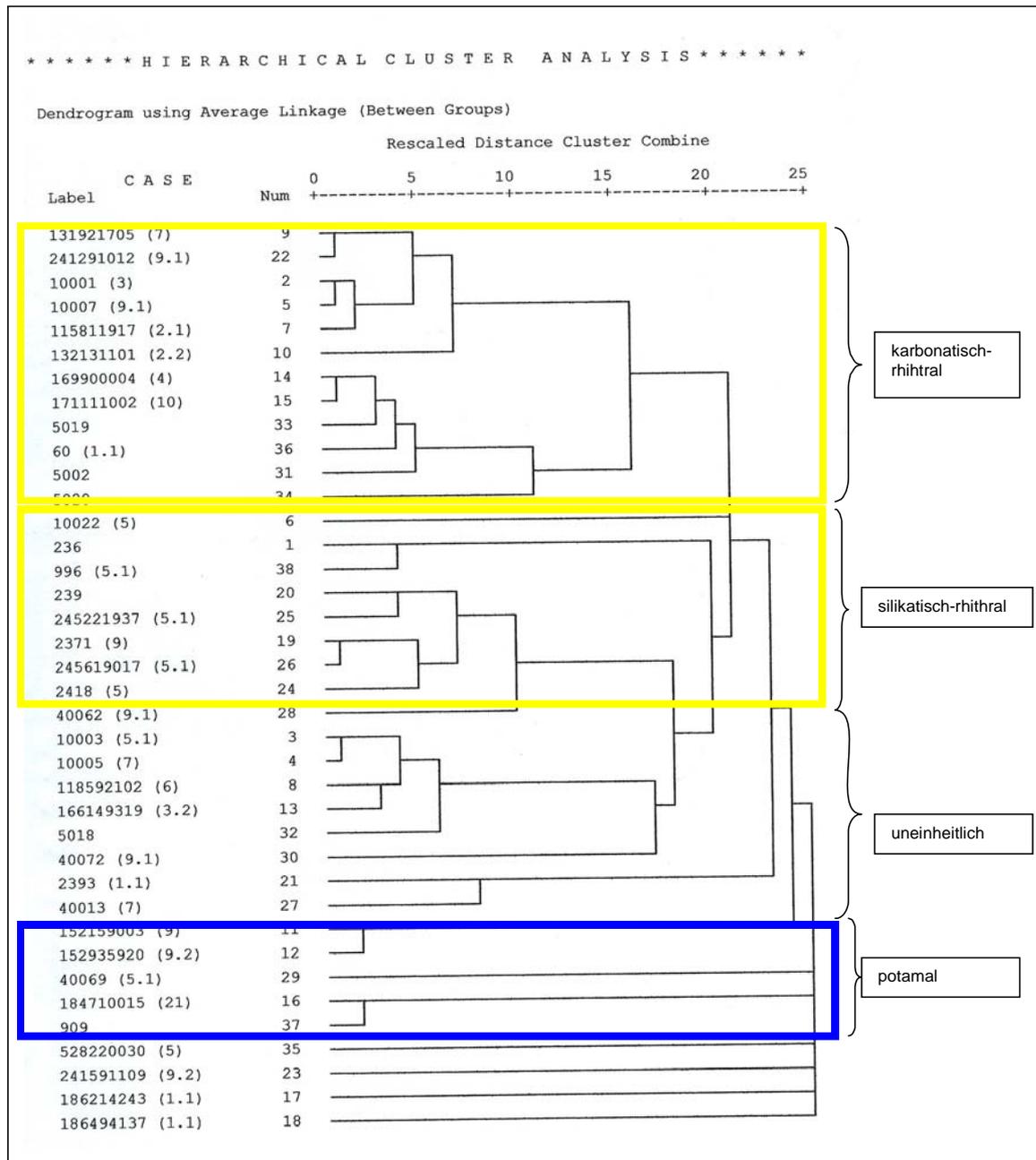


Abbildung 1: Dendrogramm der Stellen der (Vor-) Alpen und Mittelgebirge (Die Fließgewässertypen nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) sind in Klammern hinter den Probestellennummern angegeben)

Auch die Clusteranalyse der Stellen aus Ökoregion 14 (Abbildung 2) bestätigt weitgehend die Makrophyten-Typologie nach SCHAUMBURG et al. (2004a). Allerdings ist hier die Abgrenzung der rhithral von den potamal geprägten Fließgewässern nicht besonders scharf. Lediglich zwei kleine Gruppen bestehen ausschließlich aus rhithral- bzw. potamal geprägten Stellen. Die übrigen Stellen zeigen nur die allgemeine Tendenz, sich nach Gewässergröße (bzw. Wasserführung) zu gruppieren. Die Unterscheidung zwischen rhithral und potamal geprägten Stellen kann in Zukunft möglicherweise anhand der Ausprägung des Talbodengefälles erfolgen (vgl. WEYER 2004). Für die im vorliegenden Projekt untersuchten Fließgewässerabschnitte lagen hierüber jedoch keine Daten vor.

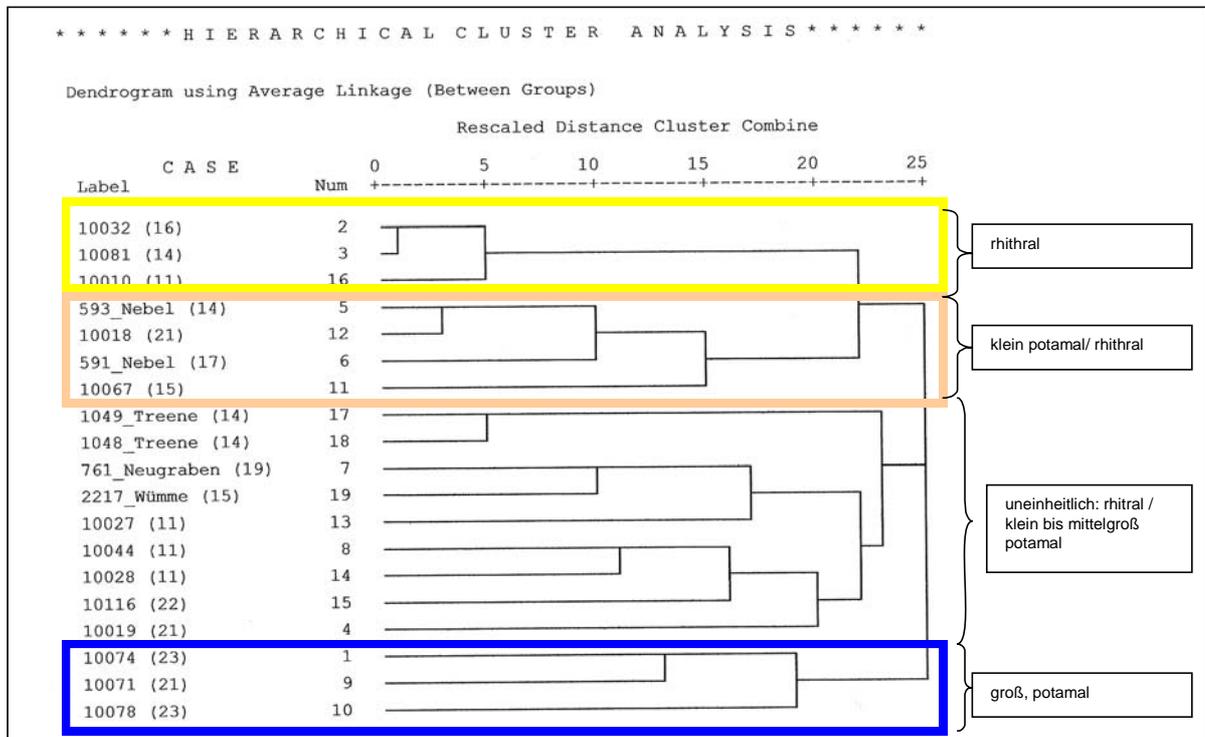


Abbildung 2: Dendrogramm der Stellen des Norddeutschen Tieflandes (Die Fließgewässertypen nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004) sind in Klammern hinter den Probestellennummern angegeben)

Obwohl aus den Clusteranalysen keine weitere Unterteilung der Gewässertypen hervorgeht, wird eine Unterteilung der sehr variablen Gruppe der potamalen Fließgewässer der Norddeutschen Tiefebene vorgenommen. Es ist davon auszugehen, dass analog zu den Seen mit zunehmendem Einfluss des Einzugsgebietes die natürliche Trophie der Gewässer zunimmt (vgl. MATHES et al. 2002). Die unterschiedliche Trophie im Referenzzustand muss bei der Bewertung der Gewässer berücksichtigt werden. Da die Informationen über die Einzugsgebietsgrößen nur in wenigen Fällen vorlagen, wurde die Unterscheidung in kleine (TN_k), mittlere (TN) und große (TN_g) potamal geprägte Gewässer anhand der Wasserführung vorgenommen, also an Gewässerbreite und Tiefenklasse. Bei der Bewertung dieser Typen wird berücksichtigt, dass die Trophie eines Fließgewässers mit zunehmender Lauflänge natürlicherweise zunimmt. Mit ansteigender Größe werden die Fließgewässer deshalb weniger streng bewertet.

Insgesamt werden nun acht biologische Fließgewässertypen unterschieden (Tabelle 5). Die entscheidenden Faktoren sind Ökoregion, Geochemie, Strömungsverhalten und Wasserführung. Die Zuordnung der Stellen erfolgt gemäß des erweiterten Zuordnungsschlüssels (vgl. Kapitel 6). Das bestehende Typisierungsschema wurde auf der Basis der untersuchten Referenzgewässer überarbeitet und konnte gegenüber der früheren Version ergänzt werden. Die Aufstellung eines deutschlandweiten Messstellennetzes sollte sicherstellen, alle bedeutenden Fließgewässertypen des Gebietes mit Referenzstellen abzudecken. Trotz dieser Bemühungen erhebt das vorgestellte System nach wie vor keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Alle Typen mit Ausnahme von Typ M_g können mit dem überarbeiteten Verfahren bewertet werden (vgl. Kapitel 6).

Tabelle 5: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Abkürzung	Typbezeichnung
MRK	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MRS	silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MP(G)	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)
M _g	große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
TR	rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN _k	kleine Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN	mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN _g	große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

5.1.1.1 Charakterisierung der biozönotischen Fließgewässertypen

Im Folgenden werden die sieben biozönotischen Typen natürlicher Fließgewässerstellen kurz charakterisiert, die mit dem Teilmodul Makrophyten nach der Erweiterung des Bewertungsverfahrens zu bewerten sind.

Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inklusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)

Potamal geprägte Mittelgebirgsgewässer ähneln in ihren Habitatbedingungen für Makrophyten den potamal geprägten Fließgewässern Norddeutschlands. Die Gewässer des Typs MP(G) sind meist um 10 Meter breit und tiefer als 30 cm. Die Beschattung ist fast immer gering, die Strömungsverhältnisse liegt im Bereich der Stufe III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995). Die Gewässer besitzen daher hohe Anteile an Feinsedimenten wie Schlamm, Sand und Feinkies. Grobe Substrate wie Grobkies, Steine und Blöcke machen hier jedoch ebenfalls einen großen Anteil an der Sedimentzusammensetzung aus. Diese für Wasserpflanzen günstigen Standortbedingungen führen zur Ausbildung einer vielfältigen Makrophytenvegetation mit einem hohen Prozentsatz an Hydrophyten. (Verändert nach MEILINGER 2003).

TR – rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Die rhithral geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TR) sind meist nur ca. zwei bis drei Meter breit und erreichen selten eine Breite von über zehn Meter. Ihre Wasserführung ist gering, es werden meist nur Tiefen bis etwa 30 cm erreicht. Naturnahe Stellen dieses Typs sind von Wald umgeben und deshalb mehr oder weniger stark beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist höher als bei den potamal geprägten Fließgewässern des Tieflandes (TN), und liegt in den Klassen III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt) und IV (schnell fließend, Strömung mit mäßiger Turbulenz) nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995). Das Strömungsbild ist eher turbulent. Die Substrate bestehen überwiegend aus Sanden und/oder Kiesen. Die Fließgewässer des Typs TR besitzen eine relativ geringe Wasserführung, welche die Ausbildung von z. B. Großlaichkräutern nicht zulässt. Aufgrund dieser Standortbedingungen werden Stellen des Typs TR in naturnahem Zustand meist von Moosen sowie von *Berula erecta* (submers und emers), *Ranunculus*- und *Callitriche*-Arten besiedelt.

TN_k – kleine Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Die kleinen Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_k) sind etwa zwischen drei und fünf Metern breit, weisen eine Tiefe von bis zu einem Meter auf und sind wenig beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist geringer als bei den rhithral geprägten Fließgewässern des Tieflandes, es werden die Klassen II (träge fließend) und III (langsam fließend) nach BLfW 1995 erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand. Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN_k eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten.

(Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)

Die mittelgroßen potamal geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN) sind etwa zwischen drei und 20 Metern breit, weisen eine Tiefe von mehr als 30 cm bis über einen Meter auf und sind wenig beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist gering, es werden die Klassen II (träge fließend, Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend) und III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt) nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995 erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand. Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten, was sich in einem vielfältigen Wuchsformenspektrum ausdrückt. Typische Wasserpflanzengesellschaften werden hier u a von Großlaichkräutern gebildet. (Verändert nach MEILINGER 2003).

TN_g – große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Die großen potamal geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_g) weisen eine Breite von mindestens 30 Metern auf. Im natürlichen Zustand ist das Gewässerprofil breit und flach, häufig werden Furten ausgebildet. Charakteristisch sind großräumige Stromverlagerungen mit Stromaufspaltungen sowie ein hoher Totholzanteil. Durch gewässerbauliche Maßnahmen weisen diese Gewässer heute meist relativ große Tiefen auf, die nicht mehr die ursprünglichen Besiedlungsmöglichkeiten für Makrophyten bieten, sondern deren Vorkommen auf die Randbereiche beschränken. Aus diesem Grund ist eine Bewertung mit Makrophyten in vielen Fällen nicht möglich.

5.1.1.2 Makrophytentypologie und Fließgewässertypologie nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004)

Betrachtet man die Zuordnung der Fließgewässer zum Typensystem nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004) (LAWA-Typologie), stellt man fest, dass Stellen, die gleichen LAWA-Typen zugeordnet werden, sich in der Regel auf mehrere Cluster verteilen (Abbildung 1 und Abbildung 2). In vielen Fällen kann die biozönotisch entstandene Makrophytentypologie unter Berücksichtigung einiger Zusatzinformationen gut in die Typologie nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004) überführt werden und umgekehrt. Die Einordnung einer Fließgewässerstelle in einen Bach-Typ (z. B. 11, 14, 16 und 18) oder in einen Fluss-Typ (z. B. 12, 15 und 17) deckt sich in vielen Fällen mit der Differenzierung der Makrophyten-Typologie zwischen rhithral und potamal geprägten Stellen. Die Trennung nach Ökoregionen ist, bis auf wenige Ausnahmen in der

LAWA-Typologie in beiden Systemen gleich. Die Unterscheidung silikatisch bzw. karbonatisch geprägter Gewässer im Mittelgebirge wird ebenfalls in beiden Typologien vorgenommen, allerdings geht hier die Makrophytentypologie einen Schritt weiter und nimmt diese Trennung unabhängig von der Einzugsgebietsgröße vor.

Einige LAWA-Typen sind jedoch bezüglich der Makrophytenbesiedelung zu heterogen um aus ihnen die biozönotische Typausprägung Makrophyten ermitteln zu können. Besonders uneinheitlich sind die Stellen des Typs 21 (seeausflussgeprägte Fließgewässer). Diese Stellen weisen zwar oft Arten auf, die für Stillgewässer charakteristisch sind (z. B. Characeen), bilden aber keine abzugrenzende Gruppe.

Inwieweit die neu eingeführten Fließgewässertypen 22 (Marschengewässer) und 23 (Ostseezuflüsse) durch die Makrophytenvegetation widerspiegelt werden, konnte nicht festgestellt werden. Lediglich eine dem Typ 23 zugeordnete Stelle (10074, Barthe) erfüllte die Anforderungen der Referenzstellen. Diese Stelle gruppierte sich in der Clusteranalyse zu zwei ebenfalls großen, potamal geprägten Fließgewässern.

Die Kompatibilität zwischen der biozönotischen Makrophyten-Typologie und der Fließgewässertypologie nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004) wird in Tabelle 6 dargestellt. Diese Tabelle zeigt lediglich die wahrscheinlichen und möglichen Entsprechungen auf. Eine Überprüfung der Zuordnung, am besten anhand des Bestimmungsschlüssels der Typen (Kapitel 6.2, Seite 130), ist immer nötig. Als weitere Hilfe zur Überprüfung der Typzuordnung finden sich im Anhang (Seite 230 ff.) Steckbriefe der Makrophytentypen.

Tabelle 6: Gegenüberstellung der Makrophyten-Typologie und der Typologie nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004), X = wahrscheinliche Entsprechung, (x) = mögliche Entsprechung

Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004)	MRK	MRS	MP	M _g	TR	TN _k	TN	TN _g
1.1	X							
1.2	X		(x)					
2.1	X		(x)					
2.2	X		(x)					
3.1	X		(x)					
3.2	X		(x)					
4	X		(x)					
5		X	(x)					
5.1		X	(x)					
6	X		(x)					
7	X		(x)					
9		X	X					
9.1	X		X					
9.2	(x)	(x)	X	X				
10	(x)		(x)	X				
11	(x)	(x)	X		(x)	X		
12			X				X	
14					X	(x)		
15					(x)	(x)	X	
16					X			
17							X	X
18					X	(x)		
19			X		X	X		
20								X
21	X	X	X	X	X	X	X	X
22							X	(x)
23						(x)	(x)	X

5.1.2 Diatomeen

Die in SCHAUMBURG et al. (2004a) entwickelte Gewässertypologie wurde anhand der neu erhobenen Daten auf insgesamt 15 diatomeen-basierte Typen erweitert und ist im Überblick in Tabelle 7 dargestellt. Die Zuordnung der Probestellen erfolgt anhand der Kriterien Ökoregion, Geologie und Größe des Einzugsgebietes sowie Gesamthärte bzw. Säurekapazität. Um die Diatomeentypologie so weit wie möglich mit der Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTS-GEISSER (2004) abzugleichen, wurde die Nummerierung der Diatomeentypen nach SCHAUMBURG et al. (2004a) in einigen Fällen abgeändert. Eine Gegenüberstellung der Nummerierungen ist Kapitel 5.1.2.1 bis 5.1.2.3 zu entnehmen.

5.1.2.1 Diatomeentypen der Alpen und des Alpenvorlandes

Diatomeentyp D1 (Bäche, kleine Flüsse und große Flüsse der Alpen)

entspricht LAWA-Typ 1, untergliedert in die Subtypen 1.1 und 1.2

Der Diatomeentyp 1 (D1) umfasst die Bäche, die kleinen Flüsse sowie die großen Flüsse der Kalkalpen und ist im Projekt lediglich durch den Inn unterhalb Nussdorf vertreten. Die Typisierung und Bewertung bleiben unverändert bestehen, wobei weiterhin zwischen dem Subtyp D1.1 (Bäche und kleine Flüsse) und dem Subtyp D1.2 (große Flüsse) zu unterscheiden ist.

Diatomeentyp D2 (Silikatische Bäche und kleine Flüsse des Alpenvorlandes)

entspricht LAWA-Typ 2

Der Diatomeentyp 2 (D2) umfasst die silikatisch geprägten Bäche und kleinen Flüsse des Alpenvorlandes und bleibt in seiner Bewertung unverändert bestehen (vergleiche SCHAUMBURG et al. 2004a).

Diatomeentyp D3 und D4 (Karbonatische Bäche und kleine Flüsse sowie große Flüsse des Alpenvorlandes)

D3 entspricht den LAWA-Typen 3 sowie den Typen 11, 12 und 19 in der Ökoregion Alpenvorland

D4 entspricht dem LAWA-Typ 4

Bei den Gewässern des Alpenvorlandes ergeben sich Veränderungen durch Erhebung der Subtypen 2a (karbonatische Bäche und kleine Flüsse, nach SCHAUMBURG et al. 2004a) und 2b (karbonatische große Flüsse, nach SCHAUMBURG et al. 2004a) in den Rang eigenständiger Typen. So ist im Längsverlauf eine Veränderung der Artenhäufigkeiten zu beobachten, die mit einem deutlichen Anstieg der indizierten Trophie einhergeht (siehe Tabelle 8). Dieser Tatsache wird – unter Beibehaltung der Referenzarteninventare – durch veränderte Zuweisungen von Indexbereichen der Qualitätsklassen „sehr gut“ und „gut“ in den Bächen und kleinen Flüssen Rechnung getragen (Tabelle 21).

5.1.2.2 Diatomeentypen der Mittelgebirge

Diatomeentyp D5 (Bäche des Buntsandsteins und Grundgebirges)

entspricht dem LAWA-Typ 5 excl. Subtyp 5.2 und dem LAWA-Typ 5.1

Im Diatomeentyp 5 (D5) wurde das Inventar der Typspezifischen Referenzarten auf 14 Taxa erweitert und die Grenzen des Trophie-Index‘ leicht angehoben (Tabelle 21 und Tabelle 49). Die Gesellschaften grenzen sich deutlich von denjenigen karbonatischer Gewässer ab, sind jedoch nicht homogen, da das Spektrum von natürlich schwach sauren bis hin zu circumneutralen Gewässern reicht. So deuten Untersuchungen von WERUM (2001) in Quellen auf verschiedenen silikatischen Untergründen auf regionale Subtypen hin, die sich in der Höhe der indizierten Trophie im Grundzustand unterscheiden. Dies kann derzeit auf biozönotischer Ebene infolge fehlender geologischer und chemisch-physikalischer Daten jedoch nicht reproduziert werden.

Unterschiede ergeben sich im Vergleich zum österreichischen Bewertungssystem: Wird in der überarbeiteten Version des deutschen Verfahrens im Grundzustand von oligotrophen bis mesotrophen Verhältnissen ausgegangen, sind im österreichischen System für die Granit- und Gneisgebiete der Böhmisches Masse meso-eutrophe bis schwach eutrophe Zustände zugrunde gelegt (Pfister, schriftl. Mitteilung).

Diatomeentyp D6 (Bäche der Vulkangebiete)

entspricht dem LAWA-Typ 5.2

Die Bäche der Vulkangebiete sind anhand ihrer Referenzarteninventare und einer deutlich höheren indizierten Trophie im Grundzustand von den Bächen des Buntsandsteins und Grundgebirges biozönotisch abzugrenzen (SCHAUMBURG et al. 2004a, WERUM 2001). Geringfügige Änderungen in der Bewertung wurden durch Erweiterung der Gruppe der Typspezifischen Referenzarten um vier Taxa (Tabelle 49) und eine Erhöhung des Trophie-Index‘ um 0,2 Punkte im Grenzbereich der guten zur mäßigen ökologischen Qualität (Tabelle 21) vorgenommen.

Diatomeentyp D7 (Kleine silikatische Flüsse des Mittelgebirges)

entspricht LAWA-Typ 9

Die Bewertung der kleinen silikatischen Mittelgebirgsflüsse wurde geringfügig modifiziert. So wurde das Inventar der Typspezifischen Referenzarten um drei Taxa erweitert (Tabelle 49) und der Grenzwert des Trophie-Index‘ im Übergang von der guten zur mäßigen ökologischen Qualität um 0,2 Punkte angehoben.

Diatomeentyp D8 (Bäche und kleine Flüsse der Löss-, Keuper- und Kreideregionen)

Subtyp D8.1 entspricht LAWA-Typ 6 und den Gewässern des LAWA-Typs 19 der Ökoregion Mittelgebirge

Subtyp D8.2 entspricht LAWA-Typ 9.1 der Löss-, Keuper- und Kreideregionen

Anhand des erweiterten Datensatzes kann der Subtyp 7a nach SCHAUMBURG et al. (2004a) eindeutig vom Subtyp 7b abgegrenzt werden und wird in den Rang eines eigenständigen Typus (D8) erhoben. Differentialmerkmal ist das weitgehende Fehlen von trophie-sensiblen Taxa

(Tabelle 20) als Folge eines deutlich höheren Trophiestatus im Grundzustand. So sind die geringsten Trophie-Indizes dem eutrophen Bereich zuzuordnen (Tabelle 8), was durch die Untersuchung von WERUM (2001) an Quellen in hessischen Lössregionen bestätigt wird. Infolge der geringen Zahl von Stellen an kleinen Flüssen kann derzeit nicht zwischen Bächen (Typ D8.1) und kleinen Flüssen (Typ D8.2) unterschieden werden. Der Bewertung werden daher identische Indexbereiche und Typspezifische Referenzarten zugrunde gelegt.

Diatomeentyp D9 (Bäche und kleine Flüsse der Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und anderer Kalkregionen)

Subtyp D9.1 entspricht dem LAWA-Typ 7

Subtyp D9.2 entspricht dem LAWA-Typ 9.1 der Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und anderer Kalkregionen, excl. der Löss-, Keuper- und Kreideregionen

Der in SCHAUMBURG et al. (2004a) als 7b geführte Subtyp wird in den Rang eines eigenständigen Typus (D9) erhoben. So zeichnen sich die Diatomeengesellschaften im Vergleich zu denjenigen in Lössgewässern durch Vorkommen trophiesensibler Taxa und eine deutlich geringere indizierte Trophie aus (Tabelle 8 und Tabelle 20). Die geringsten Trophie-Indizes wurden in der Eyach und im Lipbach verzeichnet und bewegen sich im Bereich der Mesotrophie. Dies steht in Übereinstimmung mit WERUM (2001), der in Quellen in Muschelkalkgebieten Hessens mesotrophe bis meso-eutrophe Zustände nachweist.

Aufgrund fehlender Daten konnten die Stellen an kleinen Flüssen (Typ 9.1 nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER 2004) nur teilweise zuverlässig nach ihrer Geologie aufgeschlüsselt werden. Dennoch deutet sich bei gleichem Inventar an Typspezifischen Referenzarten durch eine höhere indizierte Trophie in kleinen Flüssen (Tabelle 8) eine Trennung in Subtypen an. Dieser wird durch Benennung der Subtypen D9.1 (Bäche) und D9.2 (kleine Flüsse) Rechnung getragen.

Diatomeentyp D10 (Große Flüsse und Ströme der Mittelgebirge)

Subtyp D10.1 entspricht dem LAWA-Typ 9.2

Subtyp D10.2 entspricht dem LAWA-Typ 10

Der Diatomeentyp 8 nach SCHAUMBURG et al. (2004a) bleibt als Typ D10 bestehen. Neben der veränderten Nummerierung ergeben sich Anpassungen des Bewertungssystems lediglich durch die Erweiterung des Typspezifischen Referenzarten-Satzes um 19 Taxa und geringfügige Verschiebungen der Trophieindex-Bereiche im mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand (siehe Tabelle 21 und Tabelle 49). Eine Trennung der großen Flüsse einerseits und großen Ströme andererseits in eigenständige Typen erscheint auf dem derzeitigen Kenntnisstand nicht gerechtfertigt. So nimmt die geringste indizierte Trophie in den großen Flüssen einen Wert von 2,45 an, in den Strömen wurde ein minimaler Trophie-Index von 2,50 verzeichnet (siehe Tabelle 8). Geringfügige Unterschiede im Arteninventar ergeben sich durch vereinzelte, individuenarme Vorkommen Allgemeiner Referenzarten in den großen Flüssen, die in den Strömen nicht nachzuweisen waren. Bei gleichen Kenngrößen der Bewertung wird daher zwischen den Subtypen D10.1 (große Flüsse) und D10.2 (Ströme) unterschieden.

Insgesamt stellt der Diatomeentyp D10 eine Aggregation großer Fließgewässer dar, deren biogeografischen Eigenheiten und Individualität gegenwärtig nicht Rechnung getragen werden

kann. In der vorliegenden Bewertung wird als potentiell natürlicher Zustand die Meso-Eutrophie und besser ($TI \leq 2,3$) angenommen. Untersuchungen historischer Proben aus dem Rhein bei Rüdesheim belegen jedoch noch im Jahr 1906 lokal mesotrophe Verhältnisse ($TI 1,66$) und individuenreiche Vorkommen oligo-mesotropher Arten (HOFMANN 2004), die heute aus dem Rheinabschnitt gänzlich verschwunden scheinen. Infolge der geringen Zahl historischer Daten und der unzulässigen Übertragbarkeit auf andere Ströme der Mittelgebirge, kann dies gegenwärtig allerdings nur als Indiz gewertet und weitere Sichtungen von historischem Material empfohlen werden.

5.1.2.3 Diatomeentypen des Norddeutschen Tieflandes

Diatomeentyp D11 (Silikatisch oder basenarme organisch geprägte Bäche und kleinen Flüsse des Norddeutschen Tieflandes)

Subtyp D11.1 entspricht der basenarmen Ausprägung des LAWA-Typs 11 des Norddeutschen Tieflandes und den basenarmen Ausprägungen der LAWA-Typen 14 und 16

Subtyp D11.2 entspricht der basenarmen Ausprägung des LAWA-Typs 12 des Norddeutschen Tieflandes mit einem EZG < 1000 km²

Das Referenzarteninventar silikatisch und organisch geprägter norddeutscher Bäche ähnelt in hohem Maße demjenigen der silikatischen Gewässer der Mittelgebirge (Diatomeentyp D5). Unterschiede ergeben sich durch eine deutlich verminderte Taxazahl – insbesondere innerhalb der Gattungen *Eunotia* und *Achnanthes* – und abweichende Häufigkeitsstrukturen. Während in den Mittelgebirgsbächen Charakterarten mäßig bis stark saurer Gewässer arten- und individuenreich vertreten sind, waren diese im Norddeutschen Tiefland nur vereinzelt zu beobachten. Es dominieren *Achnanthes minutissima*, Vertreter des *Fragilaria capucina*-Sippenkomplexes sowie verschiedene kleinschalige *Fragilarien* (*F. construens*, *F. pinnata*). Die Spanne der Trophie-Indizes reicht von 1,26 (oligotroph) bis 3,04 und liegt damit merklich höher als in den silikatischen Bächen der Mittelgebirge (Tabelle 8). Einschränkend auf die Vergleichbarkeit wirkt sich jedoch die geringe Zahl norddeutscher Stellen aus, die zudem von den Ländervertretern nahezu ausschließlich als degradiert voreingestuft wurden.

Der Bewertung der silikatischen Mittelgebirgsbäche und der norddeutschen silikatisch oder organisch geprägten Bäche sind die gleichen Spannen des Trophie-Index‘ zugrunde gelegt. Fehler bei der mitunter problematischen Typzuordnung im Übergangsbereich der Mittelgebirge zum Tiefland bleiben daher ohne Einfluss auf die Bewertung.

Inwieweit sich die organisch geprägte Variante des Diatomeentyps 11 auf Flüsse (Typ 12 nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2004) ausdehnen lässt, kann aufgrund fehlender Daten zur Gesamthärte bzw. Säurekapazität derzeit nicht fundiert beantwortet werden. Individuenarme, aber artenreiche Nachweise dystropher Arten in der Schwinge und Südradde deuten zunächst darauf hin, können aber auch als Ausdruck der im Norddeutschen Tiefland vorherrschenden heterogenen, quartärgeologisch bedingten Verhältnisse gedeutet werden. GUTOWSKI & FOERSTER (2005) schließen in ihre Bewertung anhand des „Phytobenthos ohne Diatomeen“ sowohl Bäche als auch Flüsse in den silikatisch oder basenarmen organisch geprägten Typ mit ein. Ob die Einbeziehung der Flüsse als Subtyp D11.2 (Tabelle 7) aufrecht zu erhalten ist, muss durch weitere Untersuchungen noch geklärt werden.

Weiterhin ist zu prüfen, ob auf der Grundlage abweichender Referenzarteninventare die silikatisch geprägten von den organisch geprägten Gewässern zu trennen sind. Als Differentialarten kommen dystrophente Vertreter der Gattungen *Eunotia*, *Pinnularia*, *Frustulia* und *Neidium* sowie bestimmte *Fragilaria*-Arten in Frage. Inwieweit reine Ausprägungen eines silikatischen Typus überhaupt existieren und dadurch die Definition eigenständiger biozönotischer Typen gerechtfertigt ist, bedarf jedoch – auf der Grundlage eines bekannten Chemismus – der Untersuchung einer ausreichenden Zahl ungestörter oder nur schwach degradierter Gewässerstellen.

Diatomeentyp D12 (Karbonatisch oder basenreiche organisch geprägte Bäche und kleinen Flüsse des Norddeutschen Tieflandes)

Subtyp D12.1 entspricht der basenreichen Ausprägung des LAWA-Typs 11 im Norddeutschen Tiefland, den LAWA-Typen 14 und 16 sowie den Gewässern des Typs 19 der Ökoregion Norddeutsches Tiefland

Subtyp D12.2 entspricht Fließgewässern mit einem EZG < 1000km² der LAWA-Typen 15 excl. Fließgewässer der Lössregion, 17 und 12 (basenreiche Ausprägung im Norddeutschen Tiefland)

Der Diatomeentyp 12 entspricht weitgehend dem Typ 9 nach SCHAUMBURG et al. (2004a). Unterschiede ergeben sich lediglich dadurch, dass die löss-lehmgeprägten Bäche (Typ 18 nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER 2004) ausgegliedert wurden, die im Datensatz nur durch fünf Stellen repräsentiert sind. Weiterhin wurden der Referenzartensatz der Typspezifischen Arten überarbeitet und umfasst in der revidierten Version nun 30 Taxa. Die Klassengrenzen des 'Trophie-Index' wurden dagegen unverändert übernommen.

Auch anhand des erweiterten Datensatzes sind spezifische Diatomeenzönosen der karbonatisch und basenreichen organisch geprägten Bäche einerseits und kleinen Flüsse andererseits nicht zu trennen. Die Gesellschaften werden dominiert von ubiquistischen, bezüglich der Trophie weitgehend toleranten Arten, wobei *Achnanthes minutissima*, *Fragilaria brevistriata*, *F. construens*-Sippen, *F. pinnata* und *Amphora pediculus* als stetesten und individuenreichsten Formen die größte Bedeutung zu kommt.

Sieht man vom Issumer Fleuth ab, in dem mit einem Trophie-Index von 1,50 der mit Abstand geringste Wert verzeichnet wurde, bewegen sich die niedrigsten Werte im Bereich der Meso-Eutrophie und Eutrophie (siehe Tabelle 8). Auch bezüglich der indizierten Trophie sind zwischen Bächen und kleinen Flüsse keine signifikanten Unterschiede nachzuweisen. So wurde in den untersuchten Bächen ein minimaler Index von 2,04 (Ausnahme: Issumer Fleuth), in den kleinen Flüssen ein Wert von 2,01 verzeichnet. Ob die hier ausgewiesenen, hypothetischen Subtypen D12.1 und D12.2 aufrecht zu erhalten sind, ist daher im Rahmen zukünftiger Untersuchungen zu klären – bleibt für die Bewertung aber derzeit ohne Belang.

Diatomeentyp D13 (Große Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes)

Subtyp D13.1 entspricht den LAWA-Typen 12 (basenreiche Ausprägung im Norddeutschen Tiefland), 15 (excl. Fließgewässer der Lössregion), und 17 mit einem EZG > 1000 km²

Subtyp 13.2 entspricht dem LAWA-Typ 20

Die Bewertungskriterien nach SCHAUMBURG et al. (2004a) wurden anhand des erweiterten Datensatzes überprüft und nahezu unverändert übernommen. Modifizierungen ergeben sich

lediglich innerhalb der Typspezifischen Referenzarten (Tabelle 49). Aufgrund der größeren Artenzahl Allgemeiner Referenzarten in den großen Flüssen wird zwischen den Subtypen 13.1 und 13.2 unterschieden. Bezüglich der trophischen und saprobiellen Situation waren indes keine deutlichen Unterschiede nachzuweisen. So reicht die Spanne der zehn geringsten Saprobienindizes in den großen Flüssen von 1,78 bis 2,20 (Median 1,93), in den Strömen wurden Werte von 1,85 und 2,15 (Median 2,08) verzeichnet. Die Spannen der geringsten Trophie-Indizes sind Tabelle 8 zu entnehmen.

Diatomeentyp D14 (Marschengewässer)

entspricht LAWA-Typ 22

Die Marschengewässer sind diatomeensoziologisch durch individuenreiche Vorkommen mariner Arten scharf von den limnischen Typen abgegrenzt. Die betreffenden Arten wurden nur in den Marschengewässern registriert und können als typspezifisch gelten. Zu nennen sind insbesondere *Cymatosira belgica*, *Delphineis minutissima* sowie die aus dem Gebiet der Unterweser bekannte *Navicula ingenua* (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986). Typisch ist die Vergesellschaftung mit Charakterarten silikatisch und organisch geprägter Gewässer aus den Gattungen *Achnanthes*, *Eunotia* und *Pinnularia*. Ein weiteres Kennzeichen ist der extreme Artenreichtum. So wurden in den Einzelproben bis zu 94 Taxa registriert. Mit 77 Taxa wurde der mit Abstand höchste Median der Taxazahlen aller biozönotischen Typen verzeichnet (Abbildung 3).

Auf der Basis von nur acht vorliegenden Proben werden die Marschengewässer im Diatomeentyp 14 aggregiert, wobei bei erweitertem Kenntnisstand, insbesondere in Abhängigkeit vom Salzgehalt, eine Differenzierung mehrerer biozönotischer Typen zu erwarten ist. Neben des Artenreichtums wirkt sich insbesondere die erst teilweise erfolgte taxonomische Bearbeitung der marinen Floren erschwerend auf die Charakterisierung des Typs aus (vergleiche WITKOWSKI et al. 2000).

Aufgrund der geringen Datenmenge kann ein Bewertungssystem für Marschengewässer nicht entwickelt werden. Jedoch sind in Niedersachsen im Jahr 2002 für die Bestandsaufnahme der EU-WRRL und im Jahr 2004 im Rahmen eines Sonderprojektes umfangreiche Erhebungen zur diatomologischen Charakterisierung von Marschengewässern durchgeführt worden. Der niedersächsische Datensatz umfasst derzeit rund 80 Proben und soll im Rahmen eines geplanten Projektes ausgewertet werden, das auf die Entwicklung eines Bewertungssystems zielt (Thiele, NLWKN Betriebsstelle Aurich, mündliche Mitteilung).

Diatomeentyp D15 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

entspricht LAWA-Typ 23

Der Typ ist durch die Dominanz limnischer Arten charakterisiert, wobei insbesondere *Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia amphibia* und *Rhoicosphenia abbreviata* zu nennen sind. Stellenweise individuenreich wurden *Fragilaria construens* f. *venter*, *Navicula gregaria* und *Navicula minima* verzeichnet.

Halophile und mesohalobe Diatomeen sind artenreich vertreten, wurden mit Ausnahme von *Nitzschia inconspicua* allerdings nur mit individuenarmen Populationen registriert. Das Inventar der Salzzeiger grenzt die Ostseezuflüsse biozönotisch deutlich von den Marschengewässern ab. Während sich letztere durch eine starke Präsenz mariner Arten auszeichnen, entsprechen die in

den Ostseezuflüssen erfassten Taxa weitgehend denjenigen versalzter Binnengewässer (z.B. *Bacillaria paradoxa*, *Fragilaria fasciculata*, *Navicula salinarum*, *Navicula recens*, *Navicula veneta*) und sind nahezu ausschließlich den gegenüber osmotischen Druckschwankungen toleranten Brackwasserdiatomeen zuzurechnen. Ein weiterer Unterschied zu den Marschengewässern besteht im gänzlichen Fehlen silikatischer Arten, was die karbonatische Natur der Ostseezuflüsse bestätigt.

Auf der Grundlage der elf vorliegenden Proben kann ein Bewertungssystem nicht entwickelt werden. Es ist jedoch abzusehen, dass sich in den Ostseezuflüssen wie auch in den Marschengewässern die Bewertungskomponenten der limnischen Typen infolge des überlagernden Salzeinflusses nicht anwendbar sind, vielmehr die Bewertung stark modifiziert werden muss.

Seeausläufe

entspricht LAWA-Typ 21

In der Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) werden seeausflussgeprägte Fließgewässer als ökoregion-unabhängiger Typ geführt. Im Falle der Diatomeen ist dies kritisch zu bewerten, da die Gesellschaften sehr stark von der Alkalinität und Trophie des vorgeschalteten Sees bestimmt werden. Dabei sind Weichwasserseen vor allem in den Mittelgebirgen anzutreffen, karbonatische Seen in den Alpen und im Alpenvorland sowie in Norddeutschland. Hinzu kommt, dass die süddeutschen Seen im Grundzustand überwiegend oligotrophe Verhältnisse aufweisen, während die norddeutschen Typen nahezu das gesamte Trophiespektrum abdecken.

Die quantitativ bedeutendste Art der untersuchten vier bayerischen Seeausflüsse ist *Achnanthes minutissima*. Codominant sind *Amphora pediculus*, *Cymbella microcephala*, *Diatoma ehrenbergii*, *Gomphonema olivaceum* sowie verschiedene Vertreter des *Fragilaria capucina*-Sippenkomplexes assoziiert. Hingegen tritt an den norddeutschen Stellen *Achnanthes minutissima* stark zurück und wird als dominante Art durch *Amphora pediculus* sowie verschiedene Taxa aus den Formenkreisen um *Fragilaria brevistriata*, *F. construens* und *F. pinnata* ersetzt. Oligotrophente Arten, die in Süddeutschland teilweise individuenreich zu beobachten waren, wurden nur vereinzelt verzeichnet.

Die unterschiedlichen Gesellschaftsstrukturen kommen in der indizierten Trophie deutlich zum Ausdruck. So weist der Trophie-Index von ROTT (1999) für die bayerischen Seeausflüsse (Ach, Amper, Götzinger Ache, Würm) überwiegend mesotrophe Zustände aus, während an den acht im Datensatz enthaltenen norddeutschen Stellen eutrophe bis eu-polytrophe Verhältnisse angezeigt werden. Die im Vergleich der norddeutschen Stellen geringsten Indizes wurden in der eutrophen Schwärze und Nebel bei Serrahn verzeichnet, die von der Ländern als in sehr gutem ökologischen Zustand befindlich voreingestuft wurden.

Charakteristik der benthischen Seeauslaufzönosen ist die starke Überprägung durch sedimentierte planktische Formen, wobei neben centrischen Taxa insbesondere *Asterionella formosa*, *Diatoma tenuis* und *Fragilaria crotonensis* zu nennen sind. Aus dem Seenplankton stammend, üben diese einen wesentlichen Einfluss auf die benthischen Gemeinschaften aus (z.B. über Beschattung, Nährstoffkonkurrenz bzw. -freisetzung) und prägen auch durch ihre jahreszeitliche Dynamik die natürlichen Umweltbedingungen der benthischen Gemeinschaften entscheidend mit.

Die Kompatibilität zwischen der biozönotischen Diatomeen-Typologie und der Fließgewässertypologie nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) ist in den meisten Fällen gegeben. Eine

Überprüfung der Typzuordnung, gerade bei Fließgewässern derjenigen Typen, die in mehreren Ausprägungen auftreten können oder als ökoregion-unabhängig gelten, ist immer nötig.

Tabelle 7: Gegenüberstellung der LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) und der biozönotischen Diatomeentypologie

LAWA-Typ	Zusatzbedingungen	Diatomeentyp
1.1	-	D 1.1
1.2	-	D 1.2
2	-	D 2
3	-	D 3
11	Ökoregion Alpenvorland	
19	Ökoregion Alpenvorland	
4	-	D 4
5	excl. Subtyp 5.2 (Vulkanite)	D 5
5.1	-	
11	Ökoregion Mittelgebirge	
5.2	-	D 6
9	-	D 7
6	-	D 8.1
19	Ökoregion Mittelgebirge	
9.1	Löss-, Keuper- und Kreideregionen excl. Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und andere Kalkregionen	D 8.2
7	-	D 9.1
9.1	Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und andere Kalkregionen excl. Löss-, Keuper- und Kreideregionen	D 9.2
9.2	-	D 10.1
10	-	D 10.2
11	Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung	D 11.1
14	basenarme Ausprägung	
16	basenarme Ausprägung	
12	Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung, EZG < 1.000 km ²	D 11.2
11	Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	D 12.1
14	-	
16	-	
19	Ökoregion Norddeutsches Tiefland	
15	EZG < 1.000 km ² , excl. Lössregion	D 12.2
17	EZG < 1.000 km ²	
12	EZG < 1.000 km ² , Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	
15	EZG > 1.000 km ² , excl. Lössregion	D 13.1
17	EZG > 1.000 km ²	
12	EZG > 1.000 km ² , Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	
20	-	D 13.2
22	-	D 14
23	-	D 15
21	-	Seeausläufe

Tabelle 8: Indizierte geringste Trophie in den biozönotischen Fließgewässertypen, basierend auf den jeweils zehn geringsten Indexwerten

D-Typ = Diatomeentyp; ¹ D-Typ = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2004a); ² Gewässertyp nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004); FG = Fließgewässer; EZG = Einzugsgebiet; * = pro parte; + = ohne versauerte Stellen

D-Typ	D-Typ ¹	Typ ²	Geomorphologischer Typ	Trophie-Index nach ROTT (1999)			
				Min.	Med.	Max.	n
Alpen							
D1.1	1a	1.1	FG Kalkalpen mit EZG < 1.000 km ²	0,34	1,01	1,05	74
D1.2	1b	1.2	FG der Kalkalpen mit EZG > 1.000 km ²	1,21	1,29	1,52	22
Alpenvorland							
D2	3	2	Silikatische FG mit EZG < 1.000 km ²	1,33	2,17	2,31	76
D3	2a	3, 19*	Karbonatische FG mit EZG < 1.000 km ²	1,68	1,98	2,27	43
D4	2b	4	FG mit EZG > 1.000 km ²	2,02	2,26	2,45	22
Mittelgebirge							
D5	4	5*, 5.1	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	0,96+	1,11+	1,29+	124
D6	6	5.2	FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	1,55	2,10	2,71	27
D7	5	9	FG des Buntsandsteins, des Grundgebirges und der Vulkangebiete mit EZG > 100 km ² und < 1.000 km ²	1,27	1,86	2,48	130
D8.1	7a	6, 19*	FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 100 km ²	2,33	2,56	2,67	72
D8.2	7a	9.1*	FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG > 100 km ² und < 1.000 km ²	2,64	2,95	3,07	6
D9.1	7b	7	FG der Kalkgebiete mit EZG < 100 km ²	1,43	2,26	2,56	36
D9.2	7b	9.1*	FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 und < 1.000 km ²	2,25	2,57	2,73	33
D10.1	8	9.2	FG mit EZG > 1.000 und < 10.000 km ²	2,45	2,62	2,69	24
D10.2	8	10	FG mit EZG > 10.000 km ²	2,50	2,76	2,83	65
Norddeutsches Tiefland							
D11.1/ D11.2	-	11, 12?, 14*, 16*	Silikatisch und basenarme organisch geprägte FG mit EZG < 1.000 km ²	1,26	2,46	2,64	17
D12.1	9*	11*, 14, , 16, 19*	Karbonatisch und basenreiche organisch geprägte FG mit < 100 km ²	1,50	2,37	2,49	65
D12.2	9*	15*, 17*, 12*	Karbonatisch und basenreiche organisch geprägte FG mit EZG > 100 und < 1.000 km ²	2,01	2,55	2,64	55
D13.1	10	12*, 15*, 17*	FG mit EZG > 1.000 und < 10.000 km ²	2,60	2,81	3,14	11
D13.2	10	20	FG mit EZG > 10.000 km ²	2,74	2,89	3,00	14
D14	-	22	Marschengewässer	1,90	2,91	3,12	8
D15	-	23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	2,35	2,90	3,00	12
Ökoregion unabhängiger Typ							
-	-	21	Seeausflüsse	1,58	2,32	2,50	29

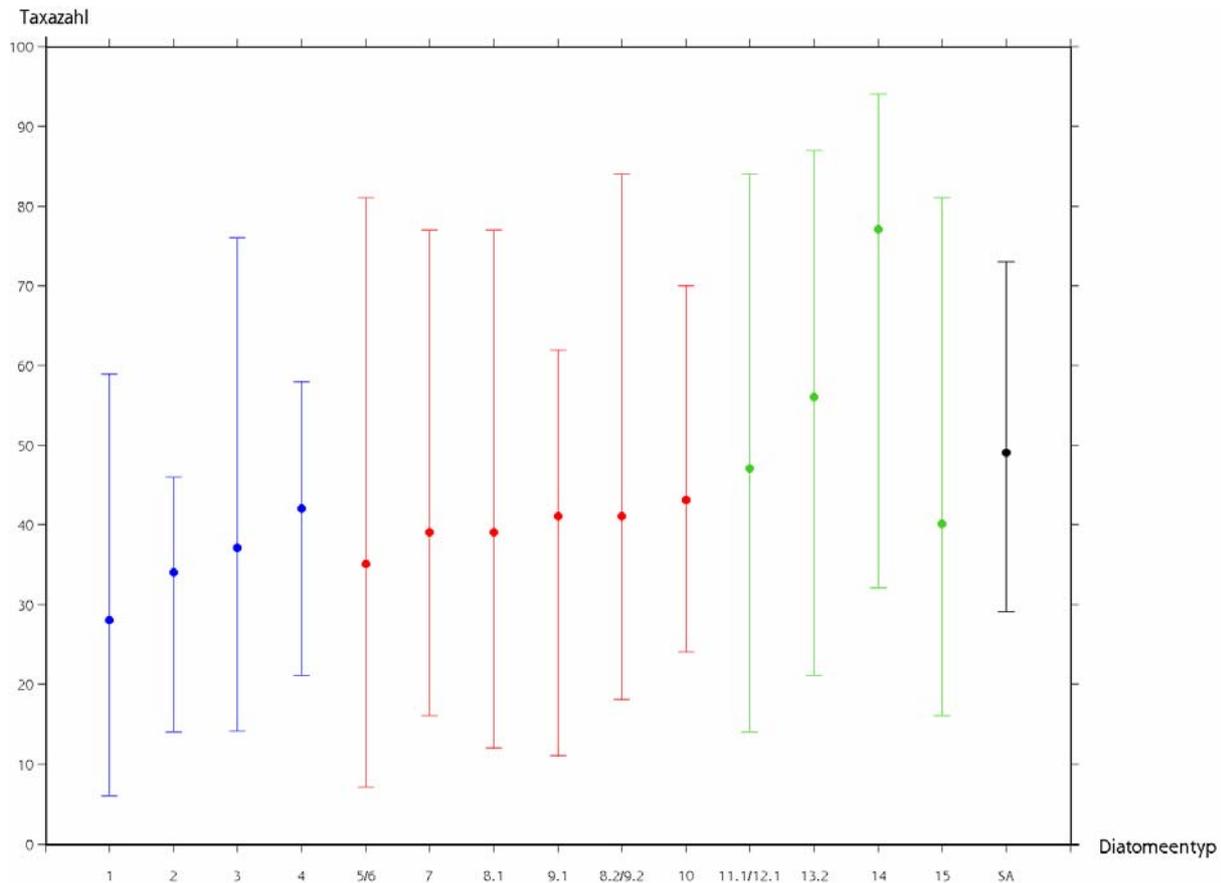


Abbildung 3: Minima, Mediane und Maxima der Taxazahlen in den verschiedenen Diatomeentypen (SA = Seeausflussgeprägte Fließgewässer)

5.1.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

Für die erste Version des Bewertungsverfahrens (SCHAUMBURG et al. 2004a) wurden die für die Algen relevanten Fließgewässertypen mit Hilfe multivariater statistischer Methoden ermittelt. Die Überprüfung dieser Typen mit den gleichen statistischen Verfahren und dem nun erweiterten Datensatz erwies sich als schwierig. Zu Beginn der statistischen Auswertungen lagen keine wasserchemischen Daten vor. Diese wurden erst später und nicht vollständig zur Verfügung gestellt.

Die korrekte Typausprägung für die Phytobenthoszönose anhand der Typeinstufung der Gewässer in die Typologie nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) zu ermitteln, ist nicht immer möglich. Hier werden in mehreren Typen jeweils zwei Varianten bzw. Ausprägungen (basenarm und basenreich) unterschieden, die für die Algen von größter Bedeutung sind. Da diese Varianten aber zu Beginn der statistischen Auswertung aufgrund der nicht vorliegenden Daten zur Wasserchemie nicht zu unterscheiden waren, sind die Ergebnisse derselben nicht sehr belastbar. Jedoch bestätigten sich einige Tendenzen aus SCHAUMBURG et al. (2004a), die bei der anschließenden Auswertung Beachtung fanden. Eine Gegenüberstellung der Typen nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) und der biozönotischen Phytobenthos-Typen findet sich in Tabelle 9.

Tabelle 9: Gegenüberstellung der LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) und der biozönotischen Phytobenthostypologie

LAWA-Typ	Zusatzbedingungen	Phytobenthos-Typ
5 5.1 5.2 9	-	MG_sil
6 7 9.1 9.2 10 19	- - - - - und Ökoregion Mittelgebirge	MG_karb
11 12 14 16	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung und basenarme Ausprägung und basenarme Ausprägung	NT_sil/org
11 12 14 15 16 17 18 19 20	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung und basenreiche Ausprägung - und basenreiche Ausprägung - - - -	NT_karb

Die Probestellen in den Alpen unterschieden sich deutlich von allen anderen untersuchten Standorten. Sie zeichnen sich durch eine eigene Algenflora aus. Somit ist der in SCHAUMBURG et al. (2004a) herausgearbeitete biozönotische Typ „Fließgewässer in den Alpen“ nach wie vor als eigener Typ anzusehen. Ein Bewertungsverfahren wurde hier nicht erstellt, da nur sehr wenige eigene Daten für diesen Typ zur Verfügung standen.

Die Algengesellschaften sind durch geochemische Einflüsse des Einzugsgebiets geprägt. Von größter Bedeutung ist die Unterscheidung, ob ein Fließgewässer silikatisch oder karbonatisch geprägt ist. Daraus folgt, dass in Zukunft auch die Probestellen im Alpenvorland, die in SCHAUMBURG et al. (2004a) abgegrenzt wurden, in silikatisch und in karbonatisch geprägte Fließgewässer unterschieden werden sollten. Der Untertyp „silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes“ würde dann dem Typ 2 der Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) entsprechen. Der Untertyp „karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes“ umfasst die Typen 3 und 4 dieser Typologie. Eine genauere Auswertung und die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens könnten auf den Daten beruhen, die im Rahmen des bayerischen Praxistests durch Dr. Pfister erhoben wurden.

Für die Fließgewässer des Mittelgebirges und des Norddeutschen Tieflandes war neben der Unterscheidung nach silikatischer oder karbonatischer Prägung auch die Ökoregion von Bedeutung. Die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes lassen sich von denen des Mittelgebirges anhand ihrer Phytobenthoszönose abgrenzen.

Die von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) in den Typ 23 gefassten Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse können als eigener Typ mit einer charakteristischen Algenflora abgegrenzt werden. Die in SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) neu aufgestellten

Typen, Marschengewässer (Typ 22) und Seeausflüsse (Typ 21), waren dagegen hinsichtlich der Algengemeinschaften nicht besonders auffällig.

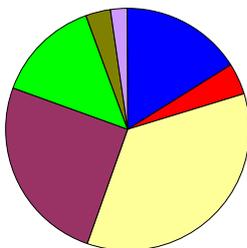
Bei allen CA- und CCA-Analysen wurden aber immer nur geringe Erklärungswerte erreicht. Die Eigenvalues der ersten beiden Achsen lagen meistens bei 0,2 bis 0,3. Diese geringen Werte zeigen, dass die Unterschiede in den Algengesellschaften zwischen den LAWA-Typen zwar statistisch signifikant, aber offensichtlich nicht wesentlich sind.

Da für weitere multimetrische Auswertungen Daten zur Wasserchemie und -physik der beprobten Stellen benötigt worden wären, wurden stattdessen mit vegetationssoziologische Kreuztabellen gearbeitet. Dabei wurde die Fließgewässer-Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) zu Grunde gelegt und Typ für Typ analysiert. Um eine umfassende und fundierte Auswertung zu ermöglichen, wurden die Daten, die für die Entwicklung des Verfahrens erhoben worden waren zusammen mit den nun erhobenen Daten betrachtet.

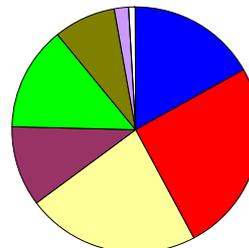
Die Auswertung der erhobenen Daten beider Projekte erfolgte zunächst nach der Typenunterteilung von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004). Diese Fließgewässer-Typologie weist insbesondere für das Norddeutsche Tiefland mehrere Veränderungen gegenüber der vorher gültigen Typologie von SCHMEDITJE et al. (2001) auf, die in der Entwicklungsphase des ersten Projektes Arbeitsgrundlage war. Diese Veränderungen sind für die benthischen Algen von besonderer Bedeutung. Dies betrifft vor allem zwei Fließgewässer-Typen (14 und 16), denen sowohl silikatisch (basenarme Ausprägung) als auch karbonatisch (basenreiche Ausprägung) geprägte Fließgewässer zugeordnet werden können. Der unterschiedliche Algenbewuchs in silikatischen und in karbonatischen Gewässern im Norddeutschen Tiefland ist deutlich und zeigt sich auch in der Verteilung der Abundanzen der Algenklassen (Abbildung 4).

Daher wurden im Rahmen des Projekts die beiden Ausprägungen getrennt voneinander behandelt. Als Unterscheidungshilfe wurden Suffixe eingeführt. Die silikatisch geprägten Fließgewässer wurden mit dem Suffix .s und die karbonatisch geprägten Fließgewässer mit dem Suffix .k belegt. Eine eindeutige Zuordnung der Probestellen zu diesen Varianten war allerdings nur möglich, wenn die entsprechenden Chemiewerte zur Verfügung standen. Da dies nicht für alle Standorte gegeben war, mussten einige Probenahmen für die Typbeschreibung außer Acht gelassen werden. Diese wurden nachträglich, über einen Vergleich des Artvorkommens der benthischen Algen einer der beiden Varianten zusortiert; diese Zuordnung muss allerdings kritisch hinterfragt und am besten mittels Chemiedaten untermauert werden.

a.



b.



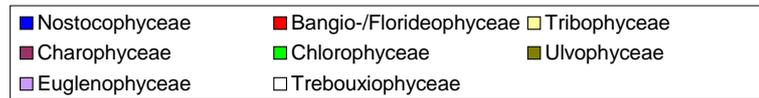


Abbildung 4: Abundanzen der Algenklassen für silikatisch (a) und karbonatisch (b) geprägte Sand- und Kiesbäche im Norddeutschen Tiefland

Bisher konnte diese Unterscheidung nicht erkannt werden, da alle Probestellen im Norddeutschen Tiefland mit geringer Härte und Säurekapazität als organisch geprägt angesehen und dem PB_Typ 5 zugeordnet wurden. Dieser Typ zeichnet sich durch ein charakteristisches Algenvorkommen aus. Diese Zuordnung muss nun kritisch hinterfragt werden. Nach der Fließgewässer-Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) können die organisch geprägten Bäche und Flüsse, Typ 11 und Typ 12, in zwei Varianten auftreten: basenarm und basenreich (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Die basenreiche Ausprägung dieses Fließgewässertyps weist eine hohe Härte auf. Damit entsprechen diese Fließgewässer nicht mehr der ursprünglichen Definition des PB_Typs 5. Die Algengesellschaften in den basenarmen und den basenreichen organisch geprägten Fließgewässern unterscheiden sich grundlegend voneinander. Daher wurden auch in diesen Typen die beiden Ausprägungen getrennt voneinander behandelt und zur besseren Unterscheidung mit Suffixen belegt. Dabei erhielten die basenarmen organisch geprägten Fließgewässer das Suffix .a und die basenreichen organisch geprägten Fließgewässer das Suffix .r.

Bei der Auswertung stellte sich heraus, dass sich die Algengesellschaften mehrerer LAWA-Typen sehr ähnelten. Zudem sind die meisten benthischen Algen über mehrere Typen hinweg verbreitet, sodass eine Differenzierung des Bewertungsverfahrens für jeden einzelnen Typ nicht notwendig erschien. Entscheidend sind geochemische Einflüsse und die Ökoregion. Für die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens wurden daher vier Gruppen unterschieden, die jeweils mehrere Typen gemäß der Fließgewässertypologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) enthalten (Tabelle 10).

Tabelle 10: Phytobenthos-Typologie für Fließgewässer

Abkürzung	Typbezeichnung
MG_sil	silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
MG_karb	karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
NT_karb	karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland
NT_sil/org	silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

5.1.3.1 Charakterisierung der Phytobenthostypen

Silikatisch geprägte Fließgewässertypen im Mittelgebirge (MG_sil)

entspricht den LAWA-Typen 5, 5.1, 5.2 und 9

In SCHAUMBURG et al. (2004a) war herausgearbeitet worden, dass sich die silikatischen Fließgewässer im Mittelgebirge durch eine charakteristische Algenbiozönose auszeichnen. Daher waren sie von den karbonatischen geprägten Fließgewässern und den organisch geprägten

Fließgewässern unterschieden worden. Sie zeichnen sich durch eine geringe Härte und damit oft auch durch eine niedrige Leitfähigkeit aus. Nach der Typologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) gehören zu den Silikatgewässern des Mittelgebirges sowohl Bäche (Typen 5 und 5.1) als auch kleine Flüsse (Typ 9).

Die vulkanisch geprägten Mittelgebirgsbäche, die in der Typologie von SCHMEDITJE et al. (2001) noch als eigener Typ aufgeführt (Typ 5c) wurden, werden nunmehr von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) lediglich als besondere Ausprägung des Typs 5 aufgefasst und als Subtyp 5.2 bezeichnet. Sie zeichnen sich durch eine besondere Diatomeenflora aus. Um zu klären, inwieweit dieser Subtyp auch für das restliche Phytobenthos von Bedeutung ist, werden die betroffenen Probestellen hier als Typ 5.2 gekennzeichnet.

Die beprobten silikatischen Mittelgebirgsbäche (Typen 5, 5.1 und 5.2) waren 1-8 m breit und alle unter 1 m tief. Dabei waren in Typ 5 besonders viele sehr flache Fließgewässer enthalten, die weniger als 30 cm Wassertiefe aufwiesen. Die Bäche konnten bis auf eine Ausnahme (Freybach, 209) stets komplett beprobt werden. Die silikatischen Mittelgebirgsflüsse (Typ 9) waren zwar deutlich breiter (10–30 m), jedoch auch meist unter 1 m tief. Der Gewässergrund war fast immer sichtbar. Die Flüsse konnten zumindest noch in 50 % der Fälle über die gesamte Breite beprobt werden. Die Beschattung der Probestellen variierte, aber generell waren die Bäche stärker beschattet als die Flüsse. Die Fließgeschwindigkeit wurde meist als „langsam“ oder „schnell fließend“ eingestuft, an drei Probestellen war die Fließgeschwindigkeit als „reißend“ angegeben. Verglichen mit den anderen Fließgewässertypen und Ökoregionen wiesen die silikatischen Fließgewässer im Mittelgebirge insgesamt die höchsten Fließgeschwindigkeiten auf.

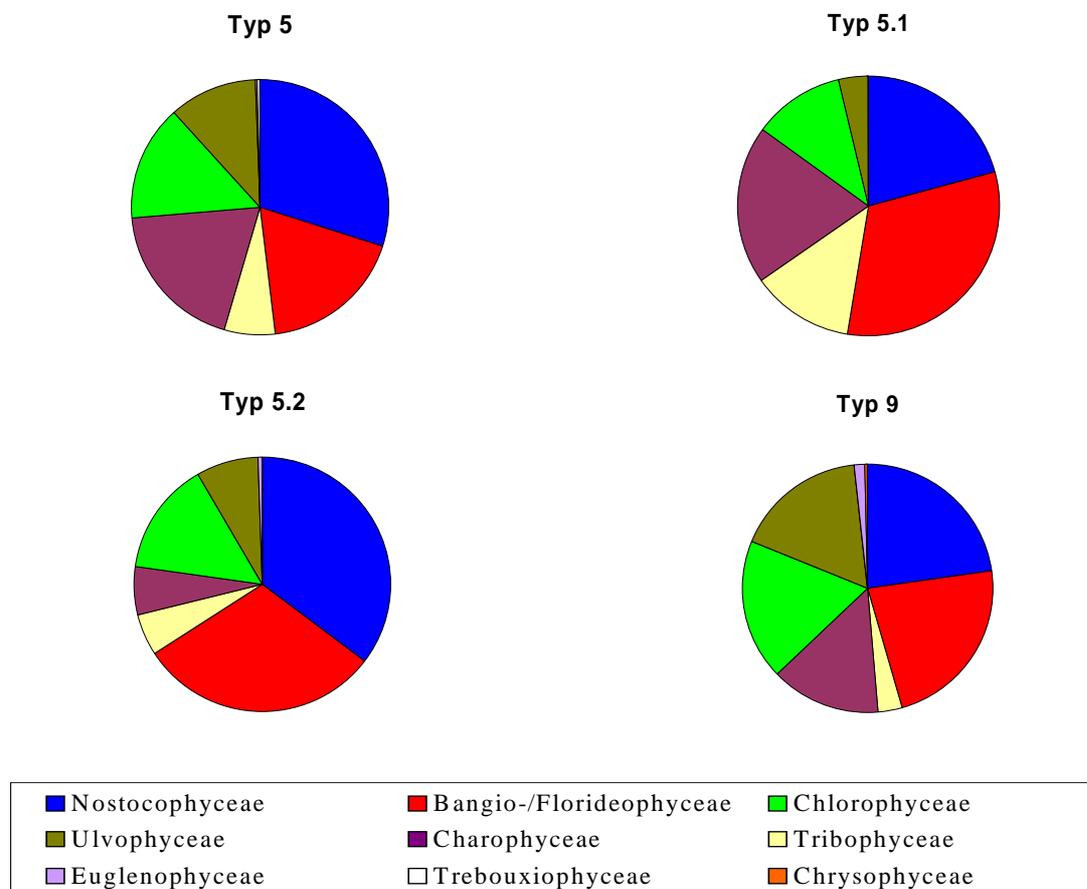


Abbildung 5: Abundanzen der Algenklassen in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges

An den Probestellen wurden bis zu zwölf Unterproben entnommen. Darin wiesen die silikatischen Mittelgebirgsflüsse mit fünf bis 35 Taxa pro Probestelle einen besonders hohen Artenreichtum auf, während an den Bächen Null bis 25 Taxa pro Probestelle nachzuweisen waren. Allerdings beinhalteten die an den Bächen entnommenen Proben in den meisten Fällen keine planktisch lebenden Algen, während diese bei den Flüssen oft 10 bis 40 % des Arteninventars ausmachten. Euglenen waren zwar in einigen Proben der Flüsse enthalten, stellten dort aber nur einen geringen Anteil am Arteninventar. Insgesamt wurden an den Standorten der silikatisch geprägten Mittelgebirge 127 benthische Taxa nachgewiesen.

In den silikatisch geprägten Gewässertypen wird das Arteninventar in allen vier Typen hauptsächlich von Nostoco- und Charophyceae bestimmt. Beide gemeinsam stellen mehr als die Hälfte aller an den Standorten nachgewiesenen Taxa. Rotalgen (Bangio-/ Florideophyceae) und Grünalgen stellen ein weiteres Viertel aller Arten. Ulvo- und Tribophyceae sind nur mit wenigen Taxa beteiligt. Euglenophyceae und Trebouxiophyceae sind zu vernachlässigen. Alle silikatisch geprägten Fließgewässertypen zeigen ein sehr ähnliches Arteninventar hinsichtlich der Klassenzusammensetzung (Abbildung 5).

In Typ 5 sind die Nostocophyceae die bestimmende Algenklasse. Charo-, Bangio-/ Florideo- und Chlorophyceae tragen mit je einem weiteren Fünftel stark zur Artenvielfalt am Standort bei. In Typ 5.1 stellen die Bangio-/ Florideophyceae die höchsten Abundanzen. Nostoco- und Charophyceae tragen wiederum etwa ein Fünftel bei. Die Grünalgen sind weniger auffällig. In Typ 5.2 dominieren Nostoco- und Bangio-/ Florideophyceae. Sie stellen deutlich mehr als die Hälfte aller Abundanzen und die Chlorophyceae wiederum ein Fünftel. Auffällig ist, dass die Charophyceae hier nur geringe Abundanzen erreichen. In allen diesen Typen sind Tribo- und Ulvophyceae zu vernachlässigen. Dies gilt allerdings nicht für Typ 9. Hier nimmt die Abundanz der Ulvophyceae deutlich zu. Sie tragen nun ebenfalls etwa ein Fünftel zur Gesamthäufigkeit der Algenklassen bei. Nostoco-, Bangio-/ Florideo-, Chloro-, Ulvo- und Charophyceae erreichen fast gleiche Anteile. Damit sind die Ähnlichkeiten hinsichtlich der Abundanzen der Algenklassen zwischen den Typen 5 (grobmaterialreiche Stellen) und 5.1 (feinmaterialreiche Stellen) sehr groß. Typ 5.2 (vulkanische Stellen) unterscheidet sich nur geringfügig von den beiden vorgenannten Typen. Typ 9 (Flüsse) unterscheidet sich deutlicher von allen anderen Typen.

Die Unterschiede können anhand des Vorkommens der Desmidiaceen weiter analysiert werden. Diese stehen häufig in der Kritik, da ihre Analyse als zu aufwändig empfunden wird. Sie sind aber sensible Indikatoren für Veränderungen des Gewässerzustandes. Aus Abbildung 6 ist ersichtlich, dass in Typ 5 und 5.1 im Vergleich zu Typ 5.2 und 9 wesentlich mehr Desmidiaceentaxa nachgewiesen werden konnten. Damit unterscheiden sich auch in dieser Hinsicht grobmaterialreiche und feinmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (Typen 5 und 5.1) von den vulkanisch geprägten Bächen (Typ 5.2) und den Flüssen (Typ 9). Gruppiert man die Taxa hinsichtlich ihrer geochemischen Prägung und des trophischen Vorkommens, so wird deutlich, dass in Typ 5 und 5.1 azidophile und oligo- bis mesotraphente Arten einen erheblichen Anteil ausmachen. Sie wurden auch als typspezifische Arten angesehen. Nur sehr wenige solcher Arten finden sich in den Typen 5.2 und 9 (Abbildung 6).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die vier Typen der silikatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge weniger hinsichtlich der Klassenzugehörigkeit der vorhandenen Arten unterscheiden. Unterschiede werden erst deutlich, wenn die Abundanzen und das Vorkommen einzelner sensibler Indikatorarten betrachtet werden. Dabei greifen Argumente, die für eine Typabgrenzung sprechen, und Argumente, die für eine Degradation sprechen, ineinander.

So ähneln sich die Typen 5 und 5.1 hinsichtlich der Abundanzen der dominanten Klassen sehr. In beiden Typen lassen sich viele azidophile und oligo- bis mesotraphente Desmidiaceentaxa nachweisen. Grundlage der Untersuchung waren in beiden Typen vorwiegend als sehr gut oder gut eingeschätzte Standorte. Aus Sicht des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen kann daher zwischen Typ 5 und 5.1 nicht unterschieden werden.

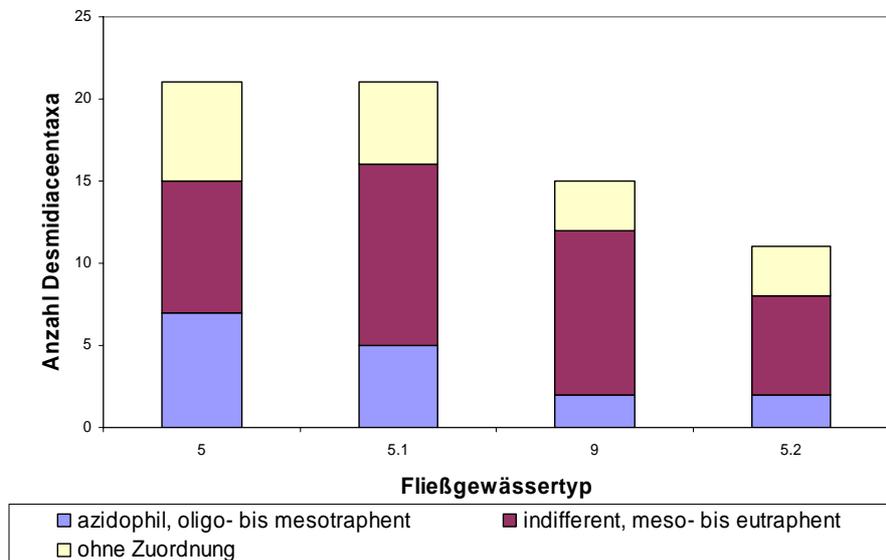


Abbildung 6: Anzahlen der Desmidiaceentaxa in den Fließgewässertypen der silikatisch geprägten Mittelgebirge

Typ 5.2 ähnelt den vorangegangene Typen hinsichtlich der Abundanzen der dominanten Klassen, unterscheidet sich aber durch die geringere Abundanz der Charophyceae. Im Unterschied zu Typ 5 und 5.1 sind hier überwiegend als indifferente und meso- bis eutraphente Desmidiaceentaxa zu finden. Dies ist nicht unbedingt auf eine Degradation zurückzuführen, da auch in diesem Typ überwiegend als gut eingeschätzte Probestellen bearbeitet worden waren. Die Unterschiede zwischen den Typen weisen in eine ähnliche Richtung wie die Ergebnisse aus dem Teilbereich Diatomeen, in dem der Typ 5.2 als eigener Typ abgegrenzt wird. Jedoch überwiegen für das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen beim jetzigen Stand der Analyse noch die Gemeinsamkeiten mit den Typen 5 und 5.1, so dass zur Zeit von einer Abgrenzung des Typs 5.2 als eigenem biozönotischem Typ abgesehen wird.

Typ 9 beinhaltet die silikatisch geprägten Mittelgebirgsflüsse, die sich im Längsverlauf an die Typen 5 und 5.1 anschließen. Er unterscheidet sich sowohl hinsichtlich der Abundanzen der dominanten Klassen als auch hinsichtlich der auftretenden Desmidiaceen deutlich von den vorher genannten Typen. Allerdings wurden hier ebenso viele sehr gute oder gute Probestellen bearbeitet wie beeinträchtigte Standorte. Es ist daher nicht zu differenzieren, ob die beobachteten Unterschiede auf unterschiedliche Typcharakteristika oder auf eine Degradation zurückzuführen sind.

Da die Unterschiede zwischen den Typen insgesamt nur sehr fein sind, wurde für alle silikatisch geprägten Stellen noch ein einheitliches Bewertungsverfahren erarbeitet.

Karbonatische Fließgewässer im Mittelgebirge (MG_karb)

entspricht den LAWA-Typen 6, 7, 9.1, 9.2, 10, 19)

Bei den karbonatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge wurden viele schmale Fließgewässer, aber auch einige wenige auffallend breite Fließgewässer beprobt (bis 130 m Breite). Letztere sind in den Typen 9.2 und 10 vertreten.

Die Bäche (Typ 6 und 7) und die kleinen Flüsse (Typ 9.1) waren vorwiegend unter 1m tief. Der Gewässergrund war in diesen Typen fast immer zu sehen, und die Probenahme konnte über die gesamte Breite des Fließgewässers erfolgen. In den Typen 9.2 und 10 (große Flüsse und Ströme) dagegen waren viele Probestellen tiefer als 1m. Das Wasser war an vielen Stellen stark getrübt, sodass der Gewässergrund meist nicht zu sehen war. Diese Fließgewässer konnten nur vom Rand aus beprobt werden. Die Fließgeschwindigkeit wurde an den meisten Stellen als langsam oder schnell geschätzt, nur die Probestellen in Typ 6 wiesen vorwiegend träge fließendes Wasser auf. Auch die Beschattung der Probestellen war variabel, allerdings waren die Stellen an den großen Flüssen und an den Strömen vorwiegend unbeschattet. An den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges wurden ebenso viele Unterproben entnommen wie an den silikatisch geprägten Fließgewässern derselben Ökoregion. Lediglich an den Strömen wurden weniger Proben entnommen.

Pro Befund konnten 0–20 Taxa (einmal 29 Taxa) nachgewiesen werden. Das sind etwas weniger als an den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges. Plankter sind hier durchgängig über alle Typen hinweg vertreten. Sie sind in 60 % der Befunde vorhanden und stellen mit 5–60 % des Arteninventars insgesamt einen größeren Anteil als in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges. Auch die Euglenen, die in einem Drittel der Befunde nachzuweisen waren, sind auffällig. Sie treten besonders an den Probestellen in Typ 6 in Erscheinung.

Ebenso wie in den silikatisch geprägten Fließgewässern dominieren in den fünf Typen der karbonatisch geprägten Fließgewässer des Mittelgebirges die Taxa der Charo- und Nostocophyceae (Abbildung 7). In den Bächen (Typen 6 und 7), Flüssen (Typ 9.1) und Strömen (Typ 10) stellen sie mehr als die Hälfte aller an den Standorten nachgewiesenen Taxa. Ihr Anteil ist geringfügig kleiner in den Fließgewässern der Niederungen (Typ 19). Etwas unterschiedlich sind die Dominanzen bei den großen Flüssen (Typ 9.2). Hier stellen Charo- und Nostocophyceae gemeinsam mit den Ulvophyceae mit gleich großen Anteilen 65 % aller Taxa. Die subdominant vertretenen Klassen verteilen sich etwas unterschiedlich in den einzelnen Typen der karbonatisch geprägten Fließgewässer. In den feinmaterialreichen Bächen (Typ 6) und den Strömen (Typ 10) stellen Ulvo- und Chlorophyceae ein weiteres Viertel der Taxa. In den Fließgewässern der Niederungen tragen Ulvophyceae und Rotalgen ein weiteres Viertel der Taxa bei. In den Bächen sowie in den kleinen und großen Flüssen (Typen 7, 9.1 und 9.2) sind es Grünalgen und Rotalgen. In allen Typen sind die Tribo-, Fuco-, Chryso- und Euglenophyceae nur mit wenigen Taxa am Artenspektrum beteiligt. Wie für die silikatisch geprägten Fließgewässer ist es schwer, die Typen hinsichtlich der Taxazahlen der Klassen zu differenzieren. Insgesamt konnten in den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges 86 benthische Taxa nachgewiesen werden. Der Artenreichtum ist also geringer als in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges.

Betrachtet man die Abundanzen der Klassen, so werden große Ähnlichkeiten zwischen vielen karbonatisch geprägten Fließgewässertypen der Mittelgebirge deutlich (Abbildung 7). In den feinmaterialreichen Bächen (Typ 6), den kleinen und großen Flüssen (Typ 9.1 und 9.2) und den Fließgewässern der Niederungen (Typ 19) stellen Ulvo- und Tribophyceae mehr als die Hälfte der

Abundanzen. Ebenso besitzen Rot- und Blaualgen in allen diesen Typen größere Anteile. Auch die Charophyceae sind in den feinmaterialreichen Bächen (Typ 6) und den Flüssen (Typen 9.1 und 9.2) mit ähnlich hohen Anteilen vertreten. Ihre Bedeutung tritt in den Fließgewässern der Niederungen (Typ 19) dagegen zurück. Unerwartet anders ist das Bild bei den Bächen (Typ 7). Sie ähneln in ihrer Vielfalt ähnlich hoher Klassenanteile den silikatisch geprägten Standorten im Mittelgebirge. Allerdings besitzen diese nie deutliche Anteile von Tribophyceae, wie es hier der Fall ist. Damit grenzt sich dieser Typ von den übrigen karbonatisch und silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges ab.

Die Ströme (Typ 10) zeigen mit einem großen Anteil von Ulvophyceae eine gewisse Ähnlichkeit mit den anderen Gewässertypen dieser Gruppe. Sie unterscheiden sich aber durch hohe Anteile der Nostophyceae, die die Anteile der Tribophyceae bei den genannten Typen ersetzen. Damit besitzen sie auch Ähnlichkeit zu den Strömen im Norddeutschen Tiefland (Typ 20, Abbildung 8).

Ein Vergleich des Artvorkommens zeigt einen sehr ähnlichen Bewuchs mit benthischen Algen an den Probestellen der karbonatisch geprägten Fließgewässer. Insgesamt dominieren die fädigen Formen der Tribo-, Ulvo und Nostocophyceae. Eine Sonderstellung nimmt auch hier der Typ 7 ein. Nur hier wurden empfindlichere Rot- und Blaualgen gefunden. Unterschiede sind eher am Vorkommen einzelner Taxa festzumachen. So wurde *Bangia atropurpurea* nur in den großen Flüssen und Strömen (Typen 9.2 und 10) gefunden.

Aufgrund der großen Ähnlichkeiten wurde ein einheitliches Bewertungsverfahren für die karbonatisch geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge erarbeitet.

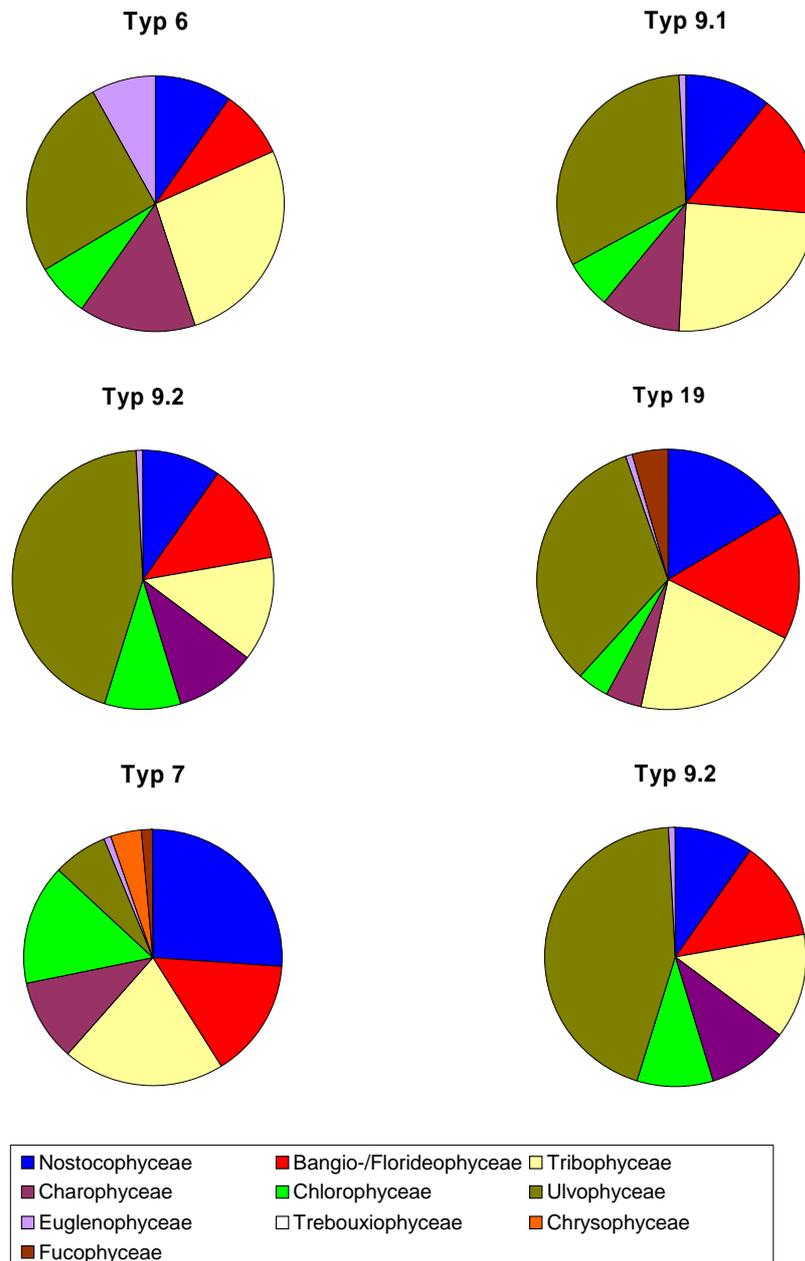


Abbildung 7: Abundanzen der Algenklassen in den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges

Karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

entspricht den LAWA-Typen 11.r (basenreiche Ausprägung), 12.r (basenreiche Ausprägung), 14.k (karbonatische Ausprägung), 15, 16.k (karbonatische Ausprägung), 17, 18, 19, 20

Die meisten karbonatisch geprägten oder basenreichen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland waren weniger als 20 m breit. Dabei enthielten die Typen 11.r, 12.r, 14.k, 16.k, 17 und 18 allesamt recht schmale Fließgewässer (bis zu 10 m breit). In den Typen 15 und 19 waren bereits einige breitere Fließgewässer vertreten (bis 20 m). Auffallend breite Fließgewässer (mit 15–188 m Breite) waren alle dem Typ 20 (Ströme des Norddeutschen Tieflands) zugeordnet.

In den karbonatisch geprägten und den basenreichen organisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland waren alle Tiefenklassen zu finden. Ausschließlich flache Fließgewässer traten in den Typen 11.r und 18 auf, in den Typen 14.k und 15 waren auch noch viele Fließge-

wässer unter 1 m tief, aber einige auch schon tiefer. Eher tiefere Fließgewässer traten in den Typen 12.r, 15, 16.k und 19 auf, während in Typ 20 ausschließlich sehr tiefe Fließgewässer (tiefer als 1 m) enthalten waren. Insgesamt waren überwiegend tiefere Fließgewässer beprobt worden. Somit wiesen die karbonatisch geprägten und die basenreichen organisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes im Durchschnitt eine größere Tiefe auf als die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge.

Die Trübung war sehr unterschiedlich. Die Probestellen in den Typen 11.k und 18 waren allesamt ungetrübt. Auch in den Typen 17 und 19 wies das Wasser an vielen Probestellen keine Trübung auf. Die Probestellen in den Typen 12.k und 14.k hatten sehr unterschiedliche Grade der Trübung, während die Probestellen in den Typen 15 und 20 alle deutlich getrübt waren. Damit sind die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland insgesamt stärker getrübt als die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge. Der Gewässergrund war in 64 % aller Fälle sichtbar, jedoch vor allem bei Probestellen im Typ 20 aufgrund der großen Tiefe oft nicht sichtbar. Die Probenahme erfolgte in 50 % der Fälle über die gesamte Breite, wobei dies alle Probestellen der Typen 11.k, 16.k und 18 betraf. Auch in den Typen 14.k und 17 konnten noch viele Probestellen komplett beprobt werden, während in den Typen 15 und 19 die Probenahme vorwiegend und im Typ 20 ausschließlich vom Rand her erfolgen konnte.

Die Beschattung der Probestellen war sehr unterschiedlich, in 70 % der Fälle war die Probestelle unbeschattet oder wenig beschattet. Insbesondere die Probestellen in Typ 20 waren alle so gut wie unbeschattet. Die Fließgeschwindigkeit reichte von träge bis schnell, war aber vorwiegend als träge oder langsam geschätzt worden. Damit weisen die karbonatisch geprägten und die basenreichen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland eine auffallend niedrigere Fließgeschwindigkeit auf als die silikatisch oder karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge.

Im Norddeutschen Tiefland wurden oft etwas weniger Unterproben an den Probestellen entnommen als an den Mittelgebirgsstellen. Insgesamt konnten mit bis zu 52 Taxa etwa ebenso viele Taxa nachgewiesen werden wie in den Fließgewässern des karbonatisch geprägten Mittelgebirges. Dabei wurden deutlich mehr Plankter als in den vorhergehenden Typen gefunden. Sie sind in drei Viertel aller Befunde nachzuweisen und stellen häufig einen beachtlichen Anteil des Arteninventars. Die Euglenophyceae waren insgesamt nicht auffälliger als in den Fließgewässern des karbonatisch geprägten Mittelgebirges. Insgesamt konnten in den karbonatisch geprägten und den basenreichen organisch geprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes 106 benthische Taxa nachgewiesen werden.

In einigen Typen des karbonatisch geprägten Norddeutschen Tieflandes stellen die Charo- und Nostocophyceae wie in den vorangehend besprochenen Typen des Mittelgebirges mehr als die Hälfte des Arteninventars. Dies betrifft die sandgeprägten und löss-lehmgeprägten Bäche (Typen 14.k und 18) und die kiesgeprägten Flüsse (Typ 17). In den sand- und lehmgeprägten Flüssen (Typ 15) stellen die Charophyceae mit mehr als einem Drittel aller an den Standorten nachgewiesenen Taxa allein die dominante Klasse. Eine ähnliche Dominanz der Charophyceae gilt für die Niedrigungswässer (Typ 19). Die organisch geprägten Bäche und Flüsse (Typ 11.r und 12.r) zeigen dagegen eine etwas stärkere Dominanz der Nostocophyceae. Die Rotalgen fallen in den kiesgeprägten Bächen (Typ 16.k) auf. Dort stellen sie zusammen mit den Charo- und Nostocophyceae fast drei Viertel der Taxa. In den Strömen (Typ 20) werden die Rotalgen durch Chlorophyceae ersetzt, die gemeinsam mit den Charo- und Nostocophyceae mehr als drei Viertel aller Taxa der Standorte stellen. Die übrigen Klassen tragen in unterschiedlichem Maße zum Arten-

inventar an den Standorten der unterschiedlichen Typen bei. Euglenophyceae erreichen beachtliche Anteil an der Taxazahl in den organisch geprägten Gewässern (Typ 11.r und 12.r), den kiesgeprägten Tieflandbächen (Typ 16.k), den sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen (Typ 15) und den Niedrigungsgewässern (Typ 19). Ulvophyceae tragen mit einem größerem Anteil in den kiesgeprägten Bächen (Typ 16.k) und den sand- und lehmgeprägten Flüssen (Typ 15) zum Arteninventar bei. Damit werden im Norddeutschen Tiefland auch am Arteninventar Unterschiede zwischen den Typen deutlich.

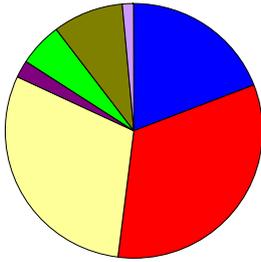
Betrachtet man die Klassenanteile hinsichtlich der Abundanzen, lassen sich die Typen zunächst nach dem Substrat unterscheiden. Kiesgeprägte Fließgewässer (Typen 16.k und 17) lassen sich deutlich durch eine Dominanz der Rotalgen abgrenzen (Abbildung 8).

Bei den restlichen Fließgewässertypen lassen sich zwei Gruppen unterscheiden. Die eine Gruppe umfasst drei Typen, die sich durch eine starke Präsenz der Ulvophyceae auszeichnen. Die Ulvophyceae dominieren in den Löss- und lehmgeprägten Bächen (Typ 18). In den sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen (Typ 15) bilden sie neben den Charo- und Chlorophyceae die größte Gruppe. Auch in den Strömen (Typ 20) stellen die Ulvophyceae gemeinsam mit Chloro- und Nostocophyceae mehr als dreiviertel der Abundanzen. Diese Typen gleichen damit vielen karbonatisch geprägten Fließgewässertypen im Mittelgebirge. Auffällig ist, dass sich die Ströme des Mittelgebirges und des Norddeutschen Tieflandes stark ähneln (Abbildung 7 und Abbildung 8).

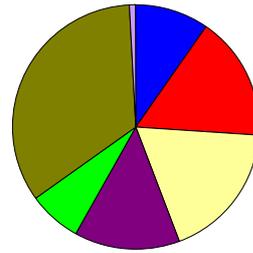
Dagegen dominieren in den organisch geprägten Bächen und kleineren Flüssen (Typen 11.r und 12.r) sowie den sandgeprägten Bächen (Typ 14.k) die Rotalgen gemeinsam mit Tribo- und Nostocophyceae. Interessanterweise unterscheiden sich die organisch geprägten Fließgewässer (Typen 11.r und 12.r) nicht auffällig von den sandigen, karbonatisch geprägten Bächen. Dies steht im Gegensatz zu den Fließgewässern niedriger Härte (siehe Kapitel 3.4.4.2).

Sehr vielfältig ist die Zusammensetzung der Algen in den Fließgewässern der Niederungen (Typ 19). Charo-, Ulvo-, Bangio-/ Florideo-, Tribo- und Chlorophyceae sind zu gleichen Teilen beteiligt. Damit unterscheiden sich die Niedrigungsgewässer im Norddeutschen Tiefland etwas von den anderen karbonatisch geprägten Typen. Die Ulvophyceae stellen aber immer noch einen erheblichen Anteil.

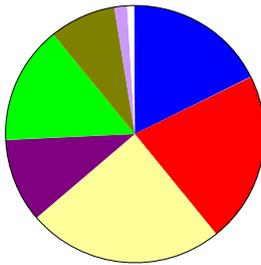
Typ 11.r und Typ 12.r



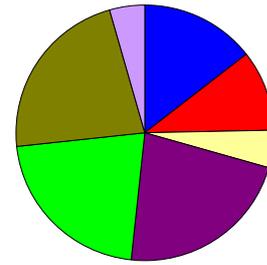
Typ 18



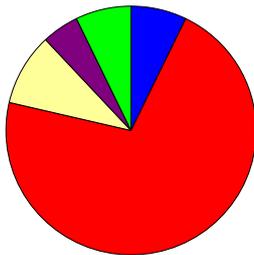
Typ 14.k



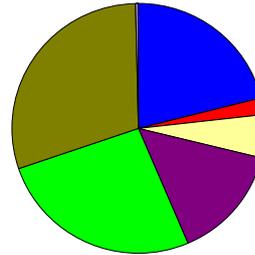
Typ 15



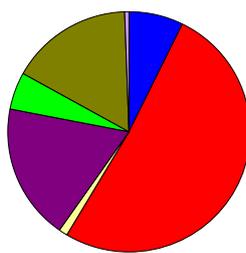
Typ 16.k



Typ 20



Typ 17



Typ 19

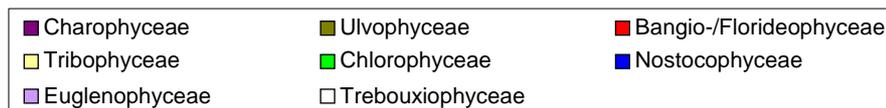
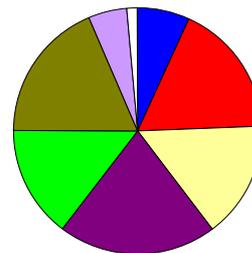


Abbildung 8: Abundanzen der Algenklassen in karbonatisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

Somit sind im Norddeutschen Tiefland zwischen den einzelnen Typen sowohl hinsichtlich der Anzahl der Taxa in den Klassen als auch Abundanzen der Klassen Unterschiede ersichtlich (Abbildung 8). Es bleibt aber noch zu klären, inwieweit für eine Bewertung mit dem Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales eigene Typen abgegrenzt werden müssen. Kein Taxon

scheint in seinem Vorkommen auf einen bestimmten Typ festgelegt zu sein. Erschwerend kommt hinzu, dass in der vorliegenden Untersuchung einige Typen nur mit sehr wenigen Standorten erfasst wurden. Deswegen wurde ein einheitliches Bewertungsverfahren für alle karbonatisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland entwickelt. Für eine Differenzierung sind weitere Untersuchungen notwendig.

3.4.4 Silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

entspricht den LAWA-Typen 11.a (basenarme Ausprägung) und 12.a (basenarme Ausprägung), 14.s (silikatische Ausprägung) und 16.s (silikatische Ausprägung)

Die untersuchten Probestellen waren mit 2 bis 10 m Breite alle recht schmal, aber dennoch in einigen Fällen auffallend tief. Vor allem bei den dystrophen Bächen wurde mehrfach eine Tiefe von mehr als 1 m geschätzt. Bei den organisch geprägten Fließgewässern war der Gewässergrund in weniger als der Hälfte der Fälle sichtbar und die Probenahme konnte in 50 % der Fälle nur vom Rand aus erfolgen. Dagegen waren die in den Typen 14.s und 16.s aufgeführten Probestellen alle weniger als 1 m tief. Der Gewässergrund war sichtbar und die Fließgewässer konnten komplett beprobt werden.

Die meisten Probestellen wiesen vorwiegend sandig-schlammiges Substrat auf, nur Typ 16 beinhaltete eine vorwiegend steinige Probestelle. Die Standorte waren meistens wenig oder nur teilweise beschattet, lediglich eine Probestelle in Typ 16 war vollkommen schattig. Die Fließgeschwindigkeit reichte von stehend bis reißend, war aber in den meisten Fällen als langsam eingeschätzt worden.

Mit ein bis acht Unterproben an jeder Stelle wurden in diesen Gewässertypen vergleichsweise etwas weniger Unterproben als in den anderen Gruppen gesammelt. Dennoch ließen sich darin mit zwei bis 23 Taxa etwa ebenso viele Taxa pro Standort nachweisen wie an den karbonatisch geprägten und an den basenreichen organisch geprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes. Planktisch lebende Algen fehlten auffallend oft in den basenarmen organisch geprägten Fließgewässern (in 50% der Befunde nicht nachweisbar), waren aber in den beiden silikatisch geprägten Fließgewässern fast durchgängig vertreten. Dort stellten sie 12 bis 45 % des Arteninventars. Euglenen sind in keinem der Typen auffällig.

Hinsichtlich der Taxazahlen dominieren an diesen Standorten die Charophyceae deutlich. In den kiesgeprägten Bächen (Typ 16.s) stellen sie sogar über die Hälfte aller Taxa. Nostocophyceae bilden einen weiteren großen Anteil am Arteninventar in allen Typen. Unterschiede gibt es erst bei den subdominanten Klassen. Während in den organisch geprägten Bächen und Flüssen (Typen 11.a und 12.a) die Chlorophyceae gemeinsam mit den Rotalgen ein weiteres Viertel der Taxa stellen, sind es in den silikatisch geprägten Bächen Chlorophyceae bzw. Chloro- und Ulvophyceae gemeinsam (Typen 14.s und 16.s). Alle anderen Klassen sind nur mit wenigen Taxa am Arteninventar beteiligt. Damit ist das Auftreten von Rotalgen charakteristisch für die organisch geprägten Fließgewässer.

Dies wird auch aus den Abundanzen deutlich (Abbildung 9). Während an den Fließgewässern geringerer Härte im Norddeutschen Tiefland Tribophyceae dominieren, treten diese in den organisch geprägten Gewässern völlig zurück. Die Rotalgen sind nur an den Standorten der organisch geprägten Gewässer zu finden. Die silikatisch geprägten Gewässertypen unterscheiden

sich in dem Auftreten von Ulvo- und Chlorophyceae. Ulvophyceae waren nur in den sandigen Gewässern nachzuweisen, während die Chlorophyceae in den kiesgeprägten Bächen auffällig sind.

Zwischen den organisch und den silikatisch geprägten Fließgewässern sind also deutliche Unterschiede hinsichtlich des Algenvorkommens zu erkennen (Abbildung 9). Es ist deshalb zu überlegen, ob nicht zwei getrennte Bewertungsverfahren aufgestellt werden müssten. Jedoch ist im Augenblick die Datenlage für die silikatisch geprägten Fließgewässer mit nur sechs Befunden extrem gering.

Das hier vorgeschlagene Bewertungsverfahren orientiert sich an den dystrophen Fließgewässern. Die silikatisch geprägten Fließgewässer werden vorläufig mit einbezogen. Ihre Bewertung kann man aber nur unter Vorbehalt betrachten.

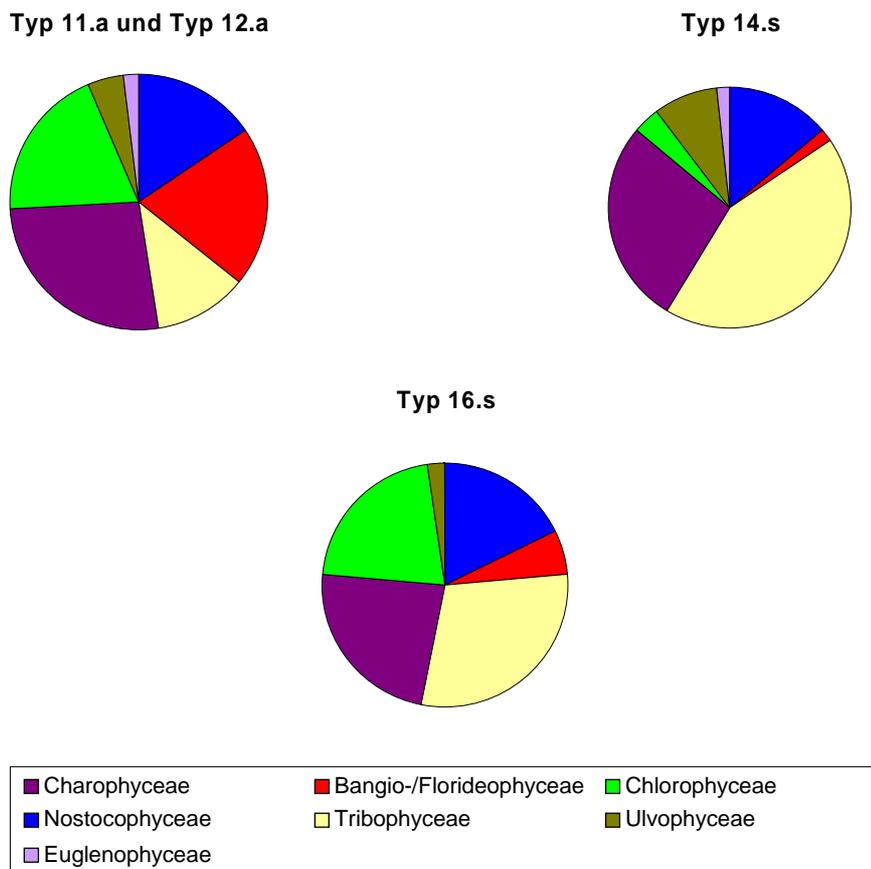


Abbildung 9: Abundanzen der Algenklassen in den organisch (dystroph) oder silikatisch geprägten Fließgewässertypen im Norddeutschen Tiefland

Seeausflüsse (LAWA-Typ 21)

Im Rahmen des Projekts wurden sieben Probestellen untersucht, die diesem Typ zugeordnet waren. Sie liegen alle im Norddeutschen Tiefland. Weitere drei Probestellen, die bereits in SCHAUMBURG et al. (2004a) bearbeitet worden waren, wurden nun ebenfalls in diesen Typ zugeordnet. Davon befindet sich ein Standort im Norddeutschen Tiefland, die anderen zwei im Alpenvorland. Die Mühlenau (2392) wurde von den Autoren dieser Studie selbstständig in diesen Typ gestellt, da die Probestelle unmittelbar unterhalb des Selenter Sees lag. Von den zuständigen Behörden waren die meisten Standorte vorab in den sehr guten oder guten ökologischen Zustand

geschätzt worden, lediglich eine der Voralpenstellen sollte nur einen mäßigen ökologischen Zustand aufweisen.

Die Fließgewässer waren sehr unterschiedlich breit (zwei bis 30 m), aber fast alle zwischen 30 cm und 1 m tief. Nur die Ostpeene (10071) war tiefer als 1 m. Daher wurde dieses Fließgewässer nur vom Rand aus beprobt, während in allen anderen Fällen die Gewässer komplett begangen und beprobt werden konnten. An sechs Standorten war das Wasser ungetrübt, während an den restlichen 5 Stellen unterschiedlich starke Trübung festgestellt wurde. Der Gewässergrund war jedoch auch bei getrübttem Wasser noch zu sehen. Die Fließgeschwindigkeit war variabel und reichte von stehend bis schnell fließend. Auch die Beschattung der Probestellen war sehr unterschiedlich. Im Vergleich zu den anderen Fließgewässertypen waren hier aber mehr Standorte stärker beschattet. An fünf Standorten wurde vorwiegend steiniges Substrat angetroffen, während an 6 Probestellen das Substrat als vorwiegend sandig/schlammig eingestuft wurde.

An den Probestellen wurden jeweils 2-11 Unterbefunde entnommen. Darin konnten drei bis 44 Taxa nachgewiesen werden. Besonders viele Taxa wurden in der Welse (10021) und im Küstrinchenbach (10019) gefunden. Durchschnittlich konnten an den hier untersuchten Fließgewässern ebenso viele Taxa pro Probestelle nachgewiesen werden wie bei den silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge. Im Gegensatz zu dieser Fließgewässergruppe sind hier aber auffallend viele Plankter enthalten. Sie stellen 16 bis 82 % des Arteninventars. Dagegen sind die Euglenen hier nicht auffälliger als in den anderen Fließgewässertypen im Norddeutschen Tiefland. Sie waren in der Hälfte der Befunde gar nicht vertreten.

Betrachtet man die Klassenzugehörigkeit der gefundenen Taxa, so waren an den Seeausflüssen auffallend viele Vertreter der Nostocophyceae zu finden. Sie stellen nahezu die Hälfte aller nachgewiesenen Taxa. Subdominant sind Charophyceae und Chlorophyceae. Rotalgen und Euglenen tragen in geringerem Maße zur Artenvielfalt bei. Hinsichtlich der Abundanzen ergibt sich nahezu dasselbe Bild (Abbildung 10), nur die Charophyceae und Euglenophyceae treten aufgrund ihrer geringen Abundanzen zurück. Die eindeutige Dominanz der Nostocophyceae unterscheidet die hier untersuchten Fließgewässer von allen anderen bisher dargestellten Gewässertypen.

Typ 21

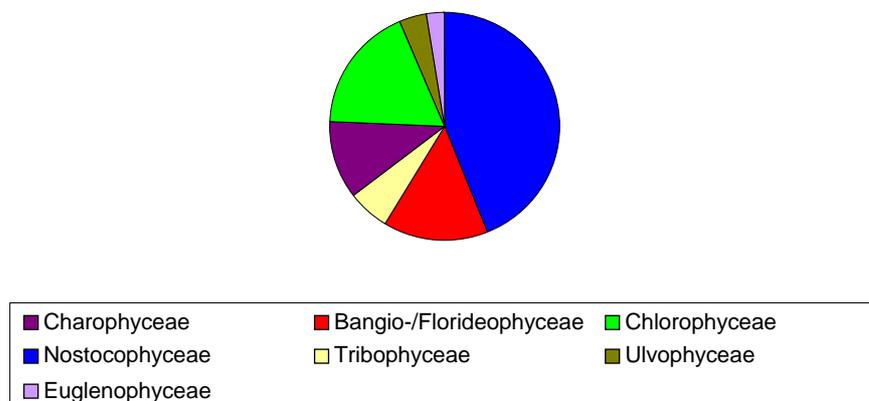


Abbildung 10: Abundanzen der Algenklassen in den Seeausflüssen (Typ 21)

Einige Arten wurden in den bisherigen Untersuchungen nur an Fließgewässern dieses Typs gefunden. Charakteristisch im Zusammenhang mit stehenden Gewässern ist das Vorkommen von *Gomphosphaeria aponina*, die im Plankton oder zwischen anderen Algen in Seen oder Sümpfen

(GEITLER 1932, KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 1998) zu finden ist. *Merismopedia punctata* kommt planktisch oder metaphytisch in mesotrophen stehenden Gewässer vor (GEITLER 1932, KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 1998, JOHN et al. 2002). Eine gewisse Bindung an stehende Gewässer zeigt die alkalibionte Art *Homoeothrix juliana* (GEITLER 1932, ROTT et al. 1999). Ihr Vorkommen indiziert sehr geringe Trophiegrade. Auch die Grünalge *Apiocystis brauniana* wächst epiphytisch auf Algen oder Wasserpflanzen in flachem Wasser mit geringem Nährstoffgehalt (JOHN et al. 2002). *Cosmarium protractum* ist häufig im Plankton mesotropher Seen zu finden, in Fließgewässern wird sie seltener beobachtet (FÖRSTER 1982, COESEL 1991).

Nicht unbedingt an diesen Fließgewässertyp gebunden, aber für eine Bewertung sicher interessant ist die Blaualge *Geitlerinema splendidum*. Sie kommt auf organischen, nährstoffreichen Sedimenten vor und zeigt stark verschmutzte Zustände an (ROTT et al. 1997, 1999; SIMONS et al. 1999).

Wie POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) bereits ausführten, sind die Wasserbeschaffenheit und die physikochemischen Leitwerte der Fließgewässer in diesem Typ abhängig vom Stoffhaushalt des vorgeschalteten Sees. Nach den vorliegenden Werten für die Säurekapazität sind die hier untersuchten Fließgewässer alle als karbonatisch anzusehen. Jedoch lagen die Werte für Wasserhärte in drei Fällen nur knapp über der in SCHAUMBURG et al. (2004a) angegebenen Grenze von 1,6 mmol/l. In der Schlaube waren die angegebenen Werte für die Wasserhärte sogar noch geringer.

Aus diesen Gründen wurde versucht, die im Norddeutschen Tiefland liegenden Probestellen nach dem oben vorgestellten Bewertungsverfahren für karbonatisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland zu bewerten. Dabei konnte die Mehrzahl der Befunde nicht gesichert bewertet werden, da zu wenig indikative Taxa vorlagen.

Ein Bewertungsverfahren für diesen Fließgewässertyp kann zur Zeit mit den bisher erhobenen Daten nicht entwickelt werden. Dies hat verschiedene Gründe. Die Fließgewässer sind stark beeinflusst von der Phytoplanktonentwicklung im vorgeschalteten See. Bei der mikroskopischen Analyse waren viele abgestorbene Plankter sowie Dauerstadien zu verzeichnen. Auch waren benthische und metaphytische Arten zu finden, deren Vorkommen sicherlich durch den davor liegenden See geprägt ist. Jedoch muss durch weitere Untersuchungen geklärt werden, ob die Seeausflüsse insgesamt als ein eigener Fließgewässertyp für das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales angesehen werden können, oder ob eine weitere Differenzierung (z.B. nach der geochemischen Prägung und der Wasserbeschaffenheit des Sees) nötig ist. Da das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales in stehenden Gewässern bisher noch gar nicht bearbeitet wurde, lassen sich zur Zeit keine Aussagen zur Typisierung treffen.

Marschengewässer (LAWA-Typ 22)

Im vorliegenden Projekt wurden 4 Probestellen, die zu diesem Typ gehören, beprobt. Dabei wurde versehentlich in einem Fall („Aschwardener Flutgraben“) nicht der vorgegebene Graben beprobt, sondern ein sehr nahe gelegener, anderer Graben. Da es sich dabei aber vermutlich um ein sehr ähnliches Gewässer handelt, sind die dort gefundenen Arten hier mit aufgeführt.

Die beiden Probestellen an der Jade wurden als limnisch eingestuft. Für die Soholmer Au liegen keine Angaben zur Salinität vor. Das Auftreten von *Enteromorpha pilifera* an diesem Standort spricht allerdings dafür, dass das Fließgewässer salzbeeinflusst ist. Chemiewerte für Säurekapazität und Härte liegen nur für eine der Stellen vor (Jade/Hohenberge, 10036), die niedrigen

Werte dort sprechen dafür, dass das Fließgewässer silikatisch oder auch organisch geprägt sein kann. Nach BRIEM (2003) kann keine der vier Probestellen eindeutig dem silikatischen oder karbonatischen Typ zugeordnet werden.

Abgesehen von der an den hier untersuchten Probestellen meistens fehlenden Salzbeeinflussung sind die Probestellen in diesem Typ den brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüssen (Typ 23) sehr ähnlich: Sie wiesen alle hauptsächlich sandig/schlammiges Substrat auf. Die Probestellen waren 15 bis 25 m breit und tiefer als 1 m (Ausnahme: das statt des Aschwardener Flutgraben beprobte Gewässer war nur 6 m breit und weniger als 1 m tief). Aufgrund der starken Trübung war der Gewässergrund nicht sichtbar und die Probenahme erfolgte nur vom Rand aus. Die Probestellen zeichneten sich durch stehendes bis langsam fließendes Wasser aus und waren unbeschattet.

Es wurden fünf bis acht Unterproben an jeder Probestelle gesammelt. Darin konnten 12 bis 20 benthische Taxa nachgewiesen werden. Plankter waren an allen Stellen zu finden, sie stellten 14 bis 50 % des Arteninventars. Auch Euglenen waren durchgängig vorhanden, sie stellten 14 bis 19 % des Arteninventars.

Die Charophyceae stellten mit etwas mehr als einem Drittel aller gefundenen Taxa die größte Gruppe. Daran schließen sich die Eugleno-, Nostoco- und Chlorophyceae mit jeweils gleich großen Anteilen an, die gemeinsam die Hälfte des Arteninventars ausmachen. Im Vergleich zu den anderen Fließgewässertypen sind die Euglenen hier besonders auffällig.

Betrachtet man die Abundanzen, so dominieren Chloro- und Nostocophyceae, die gemeinsam fast drei Viertel der Häufigkeiten ausmachen. Charo-, Ulvo- und Euglenophyceae schließen sich mit etwas geringeren Anteilen an. Die in diesem Typ untersuchten Fließgewässer unterscheiden sich von allen anderen Fließgewässertypen durch den hohen Anteil an Chlorophyceae (Abbildung 11).

Für den Aufbau eines Bewertungsverfahrens für diesen Gewässertyp liegen im Augenblick zu wenig Daten vor. Die Abgrenzung dieses Typs auch für das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales ist theoretisch nachzuvollziehen. Erhöhte Salinität bewirkt entscheidende Veränderungen in der Artenzusammensetzung und in der Abundanz der Arten. Für die Marschengewässern ist ein ständiger Wechsel der Einflüsse (Salzgehalt, Nährstoffe, Fließgeschwindigkeit und – richtung, Trübung, Schwebstoffe, etc.) kennzeichnend. Wie sich diese ständig wechselnden Bedingungen auf die benthischen Algen auswirken, ist nicht bekannt.

Typ 22

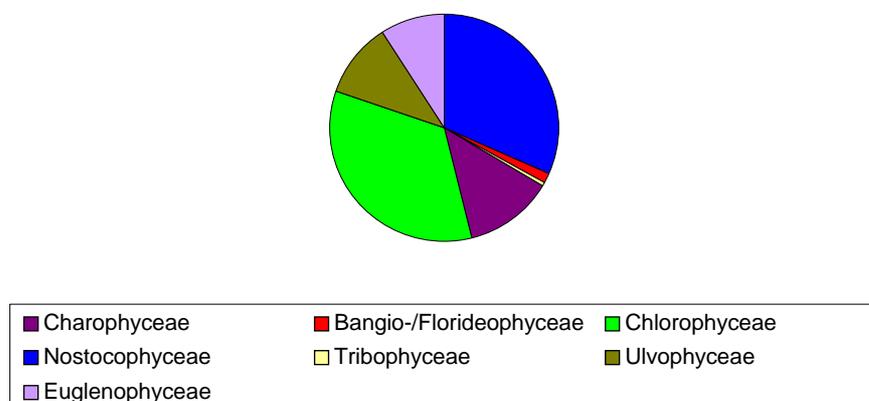


Abbildung 11: Abundanzen der Algenklassen in den Marschengewässern (Typ 22)

Bei den hier untersuchten Probestellen waren nur unspezifische, weit verbreitete Arten nachzuweisen. Ein eigener, charakteristischer Algenbewuchs für die Marschengewässer kann mit den hier vorliegenden Daten nicht festgestellt werden. Auch waren die hier gefundenen Taxa fast ausschließlich nur mit geringer Häufigkeit vertreten. Lediglich *Oedogonium* sp. war an einem Standort mit Häufigkeit 4 angegeben. Allerdings wurden auch keine Referenzgewässer beprobt. Für die vier Fließgewässer war von den zuständigen Behörden vorab ein guter bis mäßig guter ökologischer Zustand angegeben worden.

Eine Abgrenzung dieses Typs wird durch taxonomische Probleme zusätzlich erschwert. So unterscheiden sich *Homoeothrix varians* und *H. violaceae* lediglich durch ihr Vorkommen im limnischen bzw. brackigen bis marinen Bereich (KOMÁREK & KANN 1973, PANKOW 1990). Daran wird deutlich, dass in diesen Übergangsbereichen erst noch einige grundsätzliche Fragen zu Taxonomie und Verbreitung geklärt werden müssen.

Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse (Typ 23)

Fünf der im Projekt untersuchten Probestellen wurden diesem Typ zugerechnet. Zwei weitere Befunde einer bereits in SCHAUMBURG et al. (2004a) untersuchten Probestelle sind nun ebenfalls in den Typ 23 eingestuft worden. Damit liegen sieben Befunde von sechs Probestellen vor, die von den zuständigen Behörden vorab in die Zustandsklassen 1 bis 3 eingestuft worden waren.

Diese Probestellen wiesen dem Typ entsprechend hauptsächlich sandig/schlammiges Substrat auf. Sie waren meist 15 bis 25 m breit und tiefer als 1 m. Bei normalem Wasserstand war nur eine langsame Strömung festzustellen. Die Probestellen waren alle unbeschattet. Da das Wasser an allen Stellen stark getrübt war, war der Gewässergrund nicht sichtbar. Deshalb erfolgte die Probenahme stets nur vom Rand.

Es wurden jeweils 2–8 Unterproben entnommen. Darin konnten 3 bis 15 benthische Taxa pro Probestelle nachgewiesen werden. Plankter waren fast durchgängig zu finden, sie machten 7 bis 25 % des Arteninventars aus. Euglenophyceae wurden nur in einem Befund nachgewiesen. Dort stellten sie allerdings 20 % des Arteninventars. Da die Euglenen eher limnische Arten umfassen, ist ihr geringes Auftreten in diesem Typ nicht erstaunlich.

In diesem Typ wurden insgesamt 29 benthische Taxa nachgewiesen. Dabei mischen sich hier Taxa, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Brackwasser oder im marinen Bereich besitzen, mit solchen, die vorwiegend im limnischen Bereich vorkommen. So werden die Taxa der Gattung *Enteromorpha* vor allem aus marinen und brackigen Habitaten angegeben, können aber bis ins Süßwassergebiet vordringen (PRINTZ 1964, SIMONS 1999, JOHN et al. 2002). Taxa, die durchaus unter erhöhten Salzkonzentrationen vorkommen können, sind z.B. *Bangia atropurpurea* und *Vaucheria* sp., aber auch die hier mit hohen Häufigkeiten auftretenden Arten der Gattung *Cladophora* (HOEK 1976, RIETH 1980, SCHMEDITJE et al. 1998, SIMONS et al. 1999). Das Vorkommen von Arten der Gattung *Stigeoclonium* wird eher aus dem Süßwasser beschrieben, allerdings führt PANKOW (1990) für zwei Arten der Gattung ein Vorkommen in der Ostsee auf. Dies gilt ebenso für die Gattung *Oedogonium*, deren Taxa eher im Süßwasser anzutreffen sind, von der aber einige Arten aber auch im brackigen bis marinen Bereich vorkommen können. Als Süßwasserart ist bisher *Closterium leibleinii* var. *boergensenii* beschrieben (RUŽIČKA 1977, COESEL 1983, JOHN et al. 2002). Alle diese Taxa sind aber in ihrem Vorkommen nicht auf diesen Fließgewässertyp beschränkt.

Zwei Taxa der Nostocophyceae wurden nur in diesem Typ gefunden: *Lyngbya lutea* bewohnt sowohl Süß- als auch Brackwasser, wobei sie eher niedrigere Salzkonzentrationen bevorzugt (GEITLER 1932, PANKOW 1990, JOHN et al. 2002). *Homoeothrix violaceae* ist eine marine Art (KOMÁREK & KANN 1973). Zu ihrem Vorkommen hinsichtlich der Trophie- und Saprobiebedingungen werden in der Literatur keine Angaben gemacht. Allerdings bestehen hier taxonomische Probleme bei der Abgrenzung gegenüber *H. varians* (s.o.).

Trotz des erhöhten Salzgehaltes und des nachweislichen Einflusses der nahe gelegenen Ostsee auf die Algenbiozönose wurden nur erstaunlich wenig Vertreter der Rotalgen und keine einzige Braunalge gefunden. Diese Klassen sind im marinen Bereich sehr auffällig. Das Fehlen der entsprechenden Arten an den hier untersuchten Standorten ist wahrscheinlich in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die marinen Rot- und Braunalgen offensichtlich steinigtes Substrat bevorzugen, welches an den hier untersuchten Probestellen aber nicht zur Verfügung stand. Der einzige Nachweis einer Rotalge (*Bangia atropurpurea* an der Uecker) stammt von einer künstlich eingebrachten Betonwand zur Befestigung des Ufers.

Hinsichtlich der Verteilung der Taxa über die Klassen unterscheiden sich die Fließgewässer in diesem Typ nicht von den meisten anderen Fließgewässertypen. Die Charo- und die Nostocophyceae stellen gemeinsam mehr als die Hälfte des Arteninventars. Bezüglich der Abundanzen kann keinerlei Dominanz einer Gruppe festgestellt werden. Ulvo-, Nostoco-, Chloro-, Charo- und Tribophyceae sind zu gleichen Anteilen vertreten (Abbildung 12).

Eine Bewertung des ökologischen Zustandes dieser Probestellen über das Artvorkommen des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales kann im Augenblick nicht erfolgen. Mit nur sieben Befunden ist die zugrundeliegende Datenmenge zu gering.

Typ 23

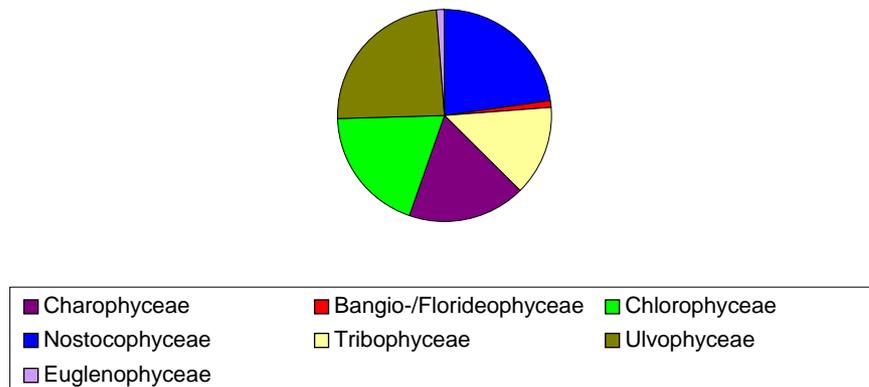


Abbildung 12: Abundanzen der Algenklassen in den rückstau- bzw. brackwasser-beeinflussten Ostseezuflüssen (Typ 23)

Zu den Taxa, die nachweislich in brackigem Wasser vorkommen, gehören *Bangia atropurpurea*, *Chantransia*, *Phormidium corium*, *Tribonema viride*. Sie zeigen zudem hinsichtlich Trophie und Saprobie recht gute Zustände an.

Weniger typspezifisch sind Taxa, deren Verbreitungsschwerpunkt im Süßwasser liegt, die aber mit einigen Arten auch im Brackwasser vorkommen. Es handelt sich um *Mougeotia* sp. und *Spirogyra* sp., *Closterium moniliferum* und *Cl. moniliferum* var. *concauum*, *Closterium*

pseudolunula, *Closterium leibleinii* var. *boergensenii*. Die genannten Taxa zeigen tendenziell bessere Zustände hinsichtlich der Trophie an.

Als typspezifisches Taxon ist eventuell auch *Phormidium ambiguum* anzusehen, das nachweislich in salzigen Gewässern und bis in Ästuarvorkommt (GEITLER 1932, JOHN et al. 2002). Diese Art bevorzugt allerdings eutrophe Bedingungen (ROTT et al. 1999, SCHMEDITJE et al. 1998) und erträgt mäßige saprobielle Verunreinigung (ROTT et al. 1997).

Auch *Enteromorpha pilifera* und *E. prolifera* sind typspezifische Arten. Eine Bewertung dieser Arten ist aber zur Zeit nicht möglich, da zunächst grundlegende Diskussionen über das Leitbild der Gewässer in diesem Typ geführt werden müssen. Dies wird deutlich an der Diskussion um die Bewertung von Massenentwicklungen. Die Ausbildung großflächigen Bewuchses von Enteromorphen oder auch durch *Vaucheria* sp. ist im brackigen Bereich weit verbreitet. Inwieweit sie als Störzeiger zu werten sind, wie dies im limnischen Bereich der Fall ist, muss in der Diskussion mit Experten für marine Algen und den Fachleuten für diesen Landschaftstyp geklärt werden.

Die Kompatibilität zwischen der biozönotischen Phytobenthos-Typologie und der Fließgewässertypologie nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) ist in den meisten Fällen gegeben. Eine Überprüfung der Typzuordnung, gerade bei Fließgewässern derjenigen Typen, die in mehreren Ausprägungen auftreten können oder als ökoregion unabhängig gelten, ist immer nötig.

5.2 Überarbeitung des Bewertungsverfahrens

5.2.1 Makrophyten

Als Ergebnis des vorliegenden Projekts konnten die folgenden Modifikationen am vorliegenden Bewertungsverfahren für Fließgewässer (SCHAUMBURG et al. 2004a) vorgenommen werden: Die Bewertung für die Fließgewässertypen MRK, MP(G) und MRS wurde überarbeitet, das Verfahren für den Typ TN wurde auf TN_k und TN_g erweitert. Zur Bewertung des Typs TR wurde ein neues Bewertungsschema entwickelt. Für die Bewertung von Typ M_g lagen auch nach diesem Projekt nicht genügend Daten zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens vor. Diese großen Ströme sind in der Regel planktondominiert und weisen nur in seltenen Fällen submerse Makrophytenbestände auf. Anhand der derzeitigen Datenlage kann auch nicht abschließend festgestellt werden, ob salz- und huminstoffbeeinflusste Stellen nach einem eigenen Schema zu bewerten sind. Bis diese Frage geklärt ist, können die betreffenden Stellen unter Vorbehalt nach den vorliegenden Bewertungsverfahren beurteilt werden. Die Ergebnisse sind kritisch zu überprüfen.

5.2.1.1 Überarbeitung der Artenlisten

Die Veränderungen an den Artestufungen beruhen zum einen auf den Erkenntnissen, die aus der verbesserten Datenlage gewonnen wurden, zum anderen konnten nach einem vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft organisierten Expertenworkshop auch die Erfahrungen anderer Spezialisten einfließen. Zur Überprüfung wurden außerdem die Ergebnisse von STUHR &

JÖDICKE (2003), THIELE et al. (2004), HERR (2004), WEYER (2004) SCHÜTZ et al. (2005) SIEMSEN et al. (2005) herangezogen.

Taxa, die bisher auf Gattungsniveau eingeordnet waren, wurden entweder auf Artniveau eingestuft oder gestrichen. Ebenso entfernt wurden Moose des Spritzwasserbereichs, die keine Wassermoose im engeren Sinne sind, sowie Arten, die keine eigene Unterwasserform ausbilden und nur sehr selten submers vorkommen (z. B. *Holcus lanatus*) sowie Arten, die vom Gewässerrand mit Ausläufern ins Gewässer hineinwachsen (z. B. *Lysimachia nummularia*). Diese Pflanzen sind für eine Bewertung des Wasserkörpers wenig aussagekräftig, weshalb eine „gesicherte“ Bewertung bei alleinigem Vorkommen dieser Arten nicht sinnvoll wäre. Eine **vollständige Liste** der veränderten Artestufungen ist in Tabelle 43, Seite 136 zu finden.

5.2.1.2 Bewertung von Helophytendominanz

Nach SCHAUMBURG et al. (2004a) werden die helophytisch wachsenden Arten an einer Probestelle nicht für die Bewertung berücksichtigt. Insbesondere im Norddeutschen Tiefland hat sich jedoch gezeigt, dass Dominanzbestände von Helophyten meist in stark ausgebauten, grabenartigen Gewässerabschnitten (Gewässerstrukturgüte 5-7) auftreten (WEYER 2004). Um diese Degradation bewerten zu können, wird das zusätzliche Kriterium „Helophytendominanz“ eingeführt, das eine Abwertung der Stelle zu einem höchstens „mäßigen“ Zustand bewirkt. Dieses Kriterium gilt als erfüllt, wenn das Gewässerbett eines Abschnitts durchgehend und dicht mit einer oder mehreren der folgenden **emers vorkommenden** Arten bewachsen ist:

- *Glyceria maxima*
- *Phalaris arundinacea*
- *Phragmites australis*
- *Sagittaria sagittifolia*
- *Sparganium emersum*
- *Sparganium erectum*
- *Urtica dioica*



Abbildung 13: Dahle bei Dahen (Probestelle 10100, Sachsen)

Liegt eine Helophytendominanz vor, ist dies schon im Gelände offensichtlich (Abbildung 13). Das Kartierprotokoll wurde daher um eine entsprechende Angabe ergänzt. Für die Beurteilung von Altdaten, zu denen keine Fotos vorliegen, kann die Helophytendominanz rechnerisch abgeschätzt werden. Bei flachen Fließgewässerabschnitten mit einer Breite von bis zu fünf Metern muss die Gesamtquantität der aufgeführten emersen Arten mindestens 100 erreichen, wenn die Gesamtquantität aller submers vorkommenden Arten kleiner als 50 ist. Dieses Kriterium wird erfüllt, wenn beispielsweise eine der genannten emersen Arten mit Häufigkeitsklasse fünf (massenhaft) und eine submerse Art mit Häufigkeitsklasse drei (verbreitet) vorkommt.

5.2.1.3 Veränderung der Indexklassen und Zusatzkriterien

Für jeden biozönotischen Gewässertyp wurden wie in MEILINGER (2003) beschrieben Vegetationstabellen erstellt. Anhand der Abweichungen von der an den Referenzstellen vorkommenden Artenzusammensetzung wurde das Ausmaß der Degradation bestimmt und die Grenzen der Indexwerte für die Ökologischen Zustandsklassen abgeleitet. Auf Grundlage der erweiterten Datenbasis wurde die Bewertung für die bereits bestehenden Typen verbessert. Für die neuen Typen wurde jeweils ein Bewertungsschema entwickelt.

Zusatzkriterien, die bislang bei der Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen gesondert beachtet werden mussten, können nun direkt mit dem Referenzindex verrechnet werden (gilt nicht für Versauerung). Dieses Vorgehen erleichtert die Verrechnung des Teilmoduls Makrophyten mit den Bewertungsergebnissen der Teilmodule Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen.

Um eine **gesicherte Bewertung** zu erhalten muss

- die Gesamtquantität aller an der Probestelle vorkommenden submersen Arten mindestens 26 betragen, und zugleich
- der Anteil der eingestuften Arten über 75 % liegen.

Für Stellen, welche die Mindest-Gesamtquantität nicht erreichen, muss überprüft werden, ob es hierfür natürliche Ursachen gibt oder ob eine Makrophytenverödung z. B durch Eutrophierung vorliegt. Im letzten Fall sind die entsprechenden Stellen mit der Ökologischen Zustandsklasse fünf (ungesichert) zu bewerten.

Für die verschiedenen Gewässertypen erfolgt die Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen anhand der nachfolgenden Tabellen. Die Zusatzkriterien, die ggf. vorab mit dem Referenzindex verrechnet werden müssen, sind ebenfalls angegeben.

5.2.1.4 Anpassung der Bewertung des Typs MRK

Das Bewertungsverfahren für die rhithral geprägten Fließgewässerstellen der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen wurde weitgehend beibehalten. Die Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen erfolgt anhand Tabelle 11. Die Berücksichtigung des Zusatzkriteriums „Anteil Artengruppe C“ ist aufgrund der strengeren Definition der Klassengrenzen nicht mehr notwendig.

Tabelle 11: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MRK

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse
100 ... 18	1
< 18 ... 0	2
< 0 ... -60	3
< -60	4

5.2.1.5 Anpassung der Bewertung des Typs MRS

Im Bewertungsverfahren nach SCHAUMBURG et al. (2004a) werden Moose und Phanerogamen im Typ MRS getrennt voneinander bewertet. Das Fehlen von Moosen indiziert die (ungesicherte) Zustandsklasse 4/5. Dies führt zu einer schlechten bzw. ungesicherten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit Vorkommen des nach LUA NRW (2001a, 2003) leitbildkonformen Callitricho-Myriophylletum alterniflori.

Im überarbeiteten Bewertungsschema wird die getrennte Betrachtung von Phanerogamen und Moosen aufgegeben und, wie bei den übrigen Typen auch, für alle submers vorkommenden Arten ein gemeinsamer Referenzindex berechnet. Dieser wird nach Gleichung 9, Seite 140 ermittelt.

Die Ökologischen Zustandsklassen werden nach Tabelle 12 ermittelt. Das Fehlen der Moose wird nicht mehr automatisch negativ bewertet, auf mögliche Verödung der Moosvegetation muss aber geprüft werden. Beibehalten wurde das Zusatzkriterium der Bewertung von Versauerung (Tabelle 12), das zutrifft wenn alle Moose aus der Artengruppe V stammen. Die Bewertung einer Stelle gilt als gesichert, wenn die Summe der Quantitäten aller submersen Taxa mindestens 26 erreicht und der Anteil der eingestuften Taxa mindestens 75 % beträgt. Für Stellen, die das Kriterium der Mindest-Gesamtquantität nicht erfüllen, muss überprüft werden, ob es hierfür natürliche Ursachen gibt oder ob eine Makrophytenverödung z. B durch Eutrophierung vorliegt. Im letzten Fall sind die entsprechenden Stellen mit der Ökologischen Zustandsklasse fünf (ungesichert) zu bewerten.

Tabelle 12: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MRS

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterium
100 ... 50	1	<ul style="list-style-type: none"> sind 100 % der vorkommenden Moosarten in Artengruppe V eingestuft, so ist die Stelle als versauert zu betrachten und der RI um 100 zu verringern
< 50 ... > 0	2	
0 ... -50	3	
< -50	4	

5.2.1.6 Anpassung der Bewertung des Typs MP(G)

Das Bewertungsverfahren für die potamal geprägten Fließgewässerstellen der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen wurde weitgehend beibehalten. Auf Grundlage der erweiterten Datenbasis mussten jedoch die Klassengrenzen etwas strenger gefasst werden. Analog zur Bewertung der potamal geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes wurde das Zusatzkriterium der Mindestartenzahl ergänzt. Potamale Fließgewässer bieten in der Regel gute Bedingungen für eine artenreiche Makrophytenzönosen. Das Vorkommen von nur wenigen Arten weist deshalb auf Störungen des Standortes hin. Die Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen erfolgt anhand Tabelle 13.

Tabelle 13: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MPG

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterium
100 ... 70	1	<ul style="list-style-type: none"> bei RI > -70 und weniger als vier submers vorkommenden Arten verringert sich der RI um 30
< 70 ... 0	2	
< 0 ... -50	3	
< -50	4	

Tabelle 14: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MP

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterium
100 ... 50	1	<ul style="list-style-type: none"> bei RI > -70 und weniger als vier submers vorkommenden Arten verringert sich der RI um 30
< 50 ... -30	2	
< -30 ... -80	3	
< -80	4	

5.2.1.7 Anpassung des Bewertungsschemas von Typ TN und Erweiterung um TN_g und TN_k

Die Artengruppen zur Berechnung des Referenzindex sowie die Zusatzkriterien sind für die Typen TN_k, TN und TN_g jeweils gleich, unterschiedlich ist lediglich die Zuordnung zu den Ökologischen Zustandsklassen (Tabelle 15, Tabelle 16 und Tabelle 17). Die Klassengrenzen der ökologischen Zustandsstufen wurden strenger gefasst. Um dies auszugleichen, wurde gegenüber der ursprünglichen Bewertung das Kriterium „% *Sparganium emersum* > 30“ gestrichen. Die Art wurde zudem von Artengruppe C in Artengruppe B umgestellt. *Sparganium emersum* ist eine der typischen Arten potamaler Fließgewässer in Nordwestdeutschland (HERR et al. 1989), die sowohl an Referenzstellen als auch an degradierten Abschnitten vorkommt (LUA NRW 2001, 2003, THIELE et al. 2004). Ebenfalls gestrichen wurde das Kriterium „% *Potamogeton pectinatus* >

30“. Die Art ist bereits als Störzeiger (Artengruppe C) eingestuft und würde deshalb überbewertet. Veränderungen der Gesellschaftsstrukturen durch Dominanzbestände einzelner Arten werden hingen stärker gewichtet als bisher. Das Auftreten von **weniger als fünf Taxa** (statt bisher vier) führt zu einer Reduzierung des Referenzindex. Das Kriterium der **Evenness** wurde beibehalten. Neu aufgenommen wurden die Kriterien **Helophytendominanz** (siehe 5.2.1.2) sowie **Dominanz von *Myriophyllum spicatum* bzw. *Ranunculus* spp.** Mit letzterem Kriterium können in Fließgewässern des Tieflandes Veränderungen der Makrophytenvegetation nachgewiesen werden, die von einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit infolge Ausbau verursacht wurden (LUA NRW 2003). Durch die schnellere Strömung gehen die Nymphaeiden zugunsten von Myriophylliden zurück, die an diese Bedingungen besser angepasst sind.

Bei der Untersuchung von Stellen großer potamaler Fließgewässer (TN_g) ist zu beachten, dass die Pflanzenmengenschätzung auf die potentiell besiedelbaren (Rand-)Bereiche des Gewässers bezogen werden muss.

Tabelle 15: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN_k

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterien
100 ... 25	1	<ul style="list-style-type: none"> • bei RI ≥ 0 und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20 • bei RI ≥ 0 und einer Evenness $< 0,75$ verringert sich der RI um 30 • bei RI ≥ 0 und einer Gesamtquantität der Taxa <i>Myriophyllum spicatum</i> und <i>Ranunculus</i> spp. $> 60\%$ verringert sich der RI um 80 • bei RI ≥ 0 und Helophytendominanz verringert sich der RI um 80 • wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100, wird er auf -100 gesetzt
< 25 ... 0	2	
< 0 ... -50	3	
< -50	4	

Tabelle 16: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterien
100 ... 15	1	<ul style="list-style-type: none"> • bei RI ≥ -20 und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20 • bei RI ≥ -20 und einer Evenness $< 0,75$ verringert sich der RI um 30 • bei RI ≥ -20 und einer Gesamtquantität der Taxa <i>Myriophyllum spicatum</i> und <i>Ranunculus</i> spp. $> 60\%$ verringert sich der RI um 80 • bei RI ≥ -20 und Helophytendominanz verringert sich der RI um 80 • wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100, wird er auf -100 gesetzt
< 15 ... -20	2	
< -20 ... -60	3	
< -60	4	

Tabelle 17: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN_g

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterien
100 ... 0	1	<ul style="list-style-type: none"> • bei RI ≥ -40 und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20 • bei RI ≥ -40 und einer Evenness $< 0,75$ verringert sich der RI um 30 • bei RI ≥ -40 und einer Gesamtquantität der Taxa <i>Myriophyllum spicatum</i> und <i>Ranunculus</i> spp. $> 60\%$ verringert sich der RI um 80 • wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100, wird er auf -100 gesetzt
< 0 ... -40	2	
< -40 ... -70	3	
< -70	4	

5.2.1.8 Entwicklung der Bewertung für den Typ TR

Dem Leitbild der rhithral geprägten Fließgewässer des Tieflandes entsprechen kleine Gewässer mit geringer Wasserführung und im Vergleich zu Typ TN_k turbulentem Strömungsbild (vgl.

Abbildung 34 und Abbildung 35). Im naturnahen Zustand kommen daher meist Moose, *Berula erecta*, *Ranunculus*- und *Callitriche*-Arten vor.

Sowohl in Artengruppe A als auch in Artengruppe B finden sich leitbildkonforme Arten. Erstere überwiegen an Referenzstellen. Einige leitbildkonforme Arten des Typs TN wie *Sparganium emersum* oder *Nuphar lutea* werden in diesem Typ als Störzeiger (Artengruppe C) gewertet, da größere Vorkommen dieser Arten auf eine anthropogen bedingte Verringerung der Fließgeschwindigkeit hinweisen. Wie bei den Typen TN_k und TN wird die Dominanz von Helophyten als Indikator für strukturelle Degradation gewertet.

Tabelle 18: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TR

Referenzindex	Ökologische Zustandsklasse	Zusatzkriterium
100 ... 50	1	<ul style="list-style-type: none"> bei RI ≥ 0 und Helophyten dominanz verringert sich der RI um 80
< 50 ... 0	2	
< 0 ... -60	3	
< -60	4	

5.2.2 Diatomeen

5.2.2.1 Probenahme

Da die in SCHAUMBURG et al. (2004a) vorgesehene zweimalige Probenahme einen hohen Arbeits- und Kostenaufwand darstellt, wurde die Möglichkeit einer einmaligen Probenahme überprüft. Neben dem bundesweit erhobenen Datensatz aus dem Projekt zur Entwicklung des Verfahrens liegen dazu derzeit zusätzlich Daten aus Nordrhein-Westfalen vor (HOFMANN & WERUM 2005), die vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt wurden.

Zur vergleichenden Betrachtung wurden die Daten einer zweimaligen Probenahme (Sommer und Herbst) an 205 Gewässerstellen aus dem Projekt-Datensatz und an 117 nordrhein-westfälischen Stellen (NRW) herangezogen. Vergleicht man die nach SCHAUMBURG et al. (2004a) resultierenden Qualitätsklassen ergibt sich eine nur mäßige Übereinstimmung. So wurde im Vergleich der beiden Probenahmen an 58 % (bundesweites Projekt) bzw. 59 % (NRW) eine gleichlautende Bewertung erzielt. An 40 % (Projekt) bzw. 35 % (NRW) ergibt sich eine Abweichung von einer Qualitätsklasse. Abweichungen von zwei und mehr Klassen wurden an 2 % bzw. 6 % der Gewässerstellen verzeichnet.

Von größerer Aussagekraft sind jedoch die Differenzen des DI_{FG}, da sich bereits bei geringen Abweichungen des Index' unterschiedliche Qualitätsklassen ergeben können. Zur vergleichenden Betrachtung wurde ein Trennwert von 0,17 zugrunde gelegt, der der kleinsten Klassenbreite innerhalb der Qualitätsklassen 2 und 3 entspricht (Tabelle 48 in SCHAUMBURG et al. 2004a). Wie aus Abbildung 14 ersichtlich, wird der Wert von 0,17 nur an 13 % (bundesweites Projekt) bzw. 16 % (NRW) der Gewässerstellen überschritten. Die Beschränkung auf eine einmalige Probenahme scheint daher vertretbar, wenngleich Ausnahmefälle existieren, die temporäre Belastungen betreffen (z.B. Versauerung).

Im Vergleich der Sommer- und Herbstbewertung lassen sich keine eindeutigen Aussagen treffen – wenngleich eine Tendenz besteht. So wurden bei abweichender Bewertung in 59 % der Projekt-

Gewässer die schlechteren Zustände im Herbst verzeichnet. In Nordrhein-Westfalen liegt der Anteil bei 73 %. Dabei ist allerdings zu beachten, dass aufgrund der hohen Zahl der zu untersuchenden Stellen in beiden Untersuchungen die optimale Wahl des Untersuchungszeitraumes vermutlich nicht immer realisiert werden konnte.

Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes werden folgende Vorgaben definiert: Die Probenahme ist in der Niedrigwasserperiode nach mehrwöchig anhaltend stabilen hydrologischen Bedingungen durchzuführen. In den durch ein alpines Abflussregime geprägten Gewässern stellt der Spätwinter den besten Zeitraum dar. In den Mittelgebirgen und im Norddeutschen Tiefland ist die Probenahme in den Monaten August/ September durchzuführen, in denen in der Regel artenreiche und diverse Gemeinschaften anzutreffen sind. Die Zeiten der Biomassemaxima-Entwicklung im Herbst bis Frühjahr sind hingegen in den Gewässern der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes nicht geeignet, da die Gesellschaften zu dieser Zeit häufig von einer oder wenigen Arten (z.B. *Navicula lanceolata*) in extremer Weise dominiert werden, was eine Bewertung erschwert oder verhindert. Bei Kenntnis nutzungsbedingter, temporärer Veränderungen des ökologischen Zustands oder bei Verdacht auf diese wird eine zweite Probenahme dringend angeraten.

Einen Sonderfall stellen die versauerungsgefährdeten Bäche der Mittelgebirge dar. Zum Nachweis von Versauerungserscheinungen ist die Probenahme zwei bis vier Wochen nach Ende der Schneeschmelze durchzuführen. Soll über die Bewertung nach EU-WRRL hinaus eine Charakterisierung des Säurezustands durchgeführt werden, ist eine zweite Probenahme in Zeiten geringster Abflüsse unerlässlich. Dadurch werden Aussagen darüber möglich, ob es sich um ein ganzjährig saures oder aber um ein periodisch saures Gewässer handelt (vergleiche CORING 1999).

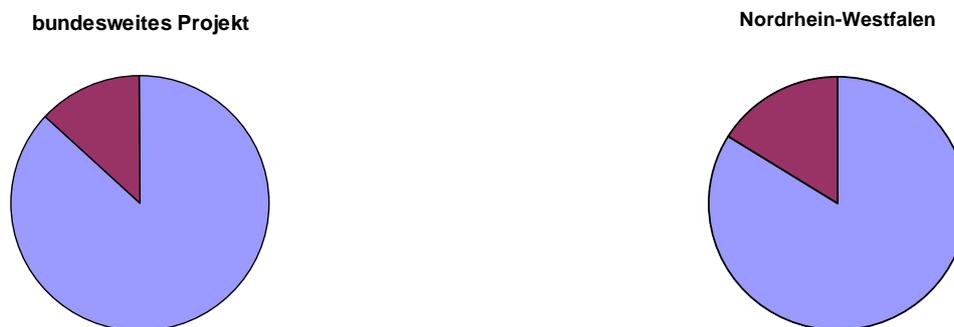


Abbildung 14: Vergleich der Bewertung zu unterschiedlichen Jahreszeiten an 205 bundesweit verteilten Stellen und der Sommer- und Herbstbewertung an 112 nordrhein-westfälischen Stellen (Trennwert = 0,17)
blau: Differenz kleiner 0,17; rot: Differenz größer 0,17

5.2.2.2 Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeit der an der Gewässerstelle präsenten Referenzarten, wobei zwischen Allgemeinen Referenzarten und Typspezifischen Referenzarten unterschieden wird. Bei den Allgemeinen Referenzarten handelt es sich überwiegend um oligotraphente und oligo-mesotraphente Diatomeen, es sind aber auch bezüglich der trophischen Situation euryöke Arten enthalten. Die überwiegende Zahl der Arten weist eine eindeutige geochemische Präferenz auf und lässt sich entweder dem silikatischen oder dem karbonatischen Arteninventar zuordnen. Eine geringe Zahl von Arten verhält sich indifferent gegenüber dem Kalkgehalt und ist in beiden geochemischen Gewässertypen zu finden.

Die Liste der „Allgemeinen Referenzarten“, die in SCHAUMBURG et al. (2004a) 212 Taxa umfasst, wurde auf 442 Taxa erweitert. Die Ergänzungen wurden auf der Basis von autökologischen Literaturangaben und eigenen Einschätzungen vorgenommen. Das Verzeichnis umfasst neben den im Projekt zur Erarbeitung des Verfahrens („Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“) und im vorliegenden Bundesweiten Test 2004 nachgewiesenen Taxa auch solche Arten, die bei sehr gutem ökologischen Zustand zu erwarten sind. Beispielsweise wurde die Gattung *Pinnularia* weiter aufgeschlüsselt und stellt nun 69 Taxa innerhalb der Allgemeinen Referenzarten. Ein Verzeichnis der Allgemeinen Referenzarten und ihren Nachweisen in den verschiedenen Typen ist Tabelle 20 zu entnehmen. Zusätzlich ausgewiesen ist die geochemische Präferenz – soweit dies der gegenwärtige Kenntnisstand zulässt (Tabelle 50).

Die Liste der Allgemeinen Referenzarten gibt nicht für alle biozönotischen Typen das tatsächlich zu erwartende Arteninventar im sehr guten Zustand wieder. Beispielsweise sind in den großen karbonatischen Gewässern des Norddeutschen Tieflandes oligotrophente Arten, die die Gesellschaften der Kalkalpen dominieren, nicht zu finden. Die Referenzartenlisten stellen vielmehr in offener Form „Artenpöole“ für zukünftige Erweiterungen der Referenzarteninventare der verschiedenen Diatomeentypen (Tabelle 20) zur Verfügung, die bei erweitertem Kenntnisstand im Zuge der Erhöhung der Zahl von Gewässern im sehr guten ökologischen Zustand zu erwarten ist. Im Falle der meisten Arten sind die geochemischen Präferenzen bekannt und anhand von Literaturdaten ausreichend abgesichert. Lassen sich Arten aufgrund widersprüchlicher Befunde nicht sicher charakterisieren, ist dies in Tabelle 50 ausgewiesen. Betroffen sind hierbei vor allem seltene und/oder zumeist individuenarm auftretende Taxa.

In Ergänzung zu den Allgemeinen Referenzarten wurde zur Bewertung die Entwicklung von Typspezifischen Referenzartensätzen erforderlich. Diese enthalten nahezu ausschließlich trophie-tolerante, im Falle der großen Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes sogar eutrophente Arten (Tabelle 49). Die betreffenden Arten sind weder auf den jeweiligen Typ beschränkt, noch dürfen sie als Referenzarten im engeren Sinne gelten. Es handelt sich vielmehr um Ubiquisten, die allerdings bereits im sehr guten und guten ökologischen Zustand derart individuenreich auftreten, dass eine Bewertung im Rahmen des Moduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“ nur mit ihrer Berücksichtigung möglich wird.

Auf der Basis der Daten des Bundesweiten Tests 2004 wurde die Liste der „Typspezifischen Referenzarten“ modifiziert und um die neu erarbeiteten Diatomeentypen ergänzt (Tabelle 49).

Zusätzlich geht in bestimmten Fällen die Diversität der Gesellschaften in die Bewertung ein. Während Massenvorkommen von Allgemeinen Referenzarten in der Regel natürliche Phänomene darstellen, – so können frühe Sukzessionsstadien in allen Gewässertypen, aber auch ausgereifte Gesellschaften alpiner Gewässer durch extreme Dominanzen einer Art (z.B. *Achnanthes minutissima*, *A. biasolettiana*) gekennzeichnet sein – deuten Massenvorkommen der ubiquistischen Typspezifischen Referenzarten auf eine Störung der natürlichen Verhältnisse hin. Als schwer zu handhabendes Kriterium erwies sich die in SCHAUMBURG et al. (2004a) deshalb vorgesehene Verwendung von Gewichtungen innerhalb der Typspezifischen Referenzarten. Die Verwendung von Gewichtungen trägt dem Rechnung, wird aber der Tatsache nicht gerecht, dass die betroffenen Arten auch bei sehr gutem Zustand mäßig individuenreich vertreten sein können. Die Gewichtungen werden daher durch das Kriterium „Massenvorkommen“ ersetzt: Überschreitet der Anteil einer Typspezifischen Referenzart den Wert von 40%, wird von der Summe aller in der

Probe vorhandenen Referenzarten der Wert 25 subtrahiert. Bei Massenvorkommen einer Allgemeinen Referenzart in den Diatomeentypen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes wird hingegen eine zweite Probenahme zur Absicherung der Bewertung angeraten.

Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeiten der an der Gewässerstelle präsenten Allgemeinen und Typspezifischen Referenzarten. Summenhäufigkeiten zwischen 76% und 100% kennzeichnen den sehr guten ökologischen Zustand, Werte zwischen 51% und 75% charakterisieren den guten ökologischen Zustand. Anteile zwischen 26% und 50% werden dem mäßigen ökologischen Zustand zugeordnet (Tabelle 19).

Tabelle 19: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

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

Tabelle 20: Allgemeine Referenzarten und ihre Nachweise in den verschiedenen Diatomeentypen (SA = Seeausflüsse)

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
6699	<i>Achnanthes altaica</i>																						
6139	<i>Achnanthes biasolettiana</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x				
16106	<i>Achnanthes biasolettiana</i> var. <i>subatomus</i>					x	x	x	x		x		x					x	x				
6835	<i>Achnanthes bioretii</i>		x			x	x	x							x	x	x	x	x	x			x
6246	<i>Achnanthes calcar</i>																						
16108	<i>Achnanthes carissima</i>																						
6700	<i>Achnanthes chlidanos</i>																						
16111	<i>Achnanthes daonensis</i>					x		x															
6701	<i>Achnanthes dau</i>					x	x					x			x	x	x	x	x			x	
16113	<i>Achnanthes delicatula</i> ssp. <i>hauckiana</i>																						
16114	<i>Achnanthes didyma</i>																						
16116	<i>Achnanthes distincta</i>																						
6249	<i>Achnanthes exilis</i>	x																					
6250	<i>Achnanthes flexella</i>	x																					
6251	<i>Achnanthes flexella</i> var. <i>alpestris</i>																x						
6252	<i>Achnanthes grischuna</i>	x				x																	
6253	<i>Achnanthes helvetica</i>	x				x	x	x	x			x			x	x	x	x	x				
16118	<i>Achnanthes impexiformis</i>																						
6255	<i>Achnanthes joursacense</i>		x															x	x				
6256	<i>Achnanthes kranzii</i>					x	x	x	x														
6257	<i>Achnanthes kryophila</i>																						
16119	<i>Achnanthes kuelbsii</i>																						
16121	<i>Achnanthes lacus-vulcani</i>																						
6258	<i>Achnanthes laevis</i>	x	x			x	x									x	x			x			x
16122	<i>Achnanthes laevis</i> var. <i>austriaca</i>																						
6259	<i>Achnanthes laevis</i> var. <i>quadratarea</i>																						
6262	<i>Achnanthes lapidosa</i>					x		x				x					x						
6705	<i>Achnanthes laterostrata</i>					x		x					x		x								

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6264	Achnanthes levanderi																					
16683	Achnanthes linearoides					x											x					
6706	Achnanthes lutheri					x															x	
6265	Achnanthes marginulata					x	x	x				x					x					
16529	Achnanthes microscopica																					
6014	Achnanthes minutissima	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6240	Achnanthes minutissima var. gracillima	x																				
6267	Achnanthes minutissima var. scotica	x																				
6709	Achnanthes nodosa																					
6268	Achnanthes oblongella					x	x								x	x	x	x			x	
6270	Achnanthes peragalli					x						x			x	x	x	x				
6271	Achnanthes petersenii	x													x							
16140	Achnanthes pseudoswazi																					
6272	Achnanthes pusilla																					
6711	Achnanthes rechtensis					x	x					x			x		x					
6273	Achnanthes rosenstockii	x																				x
16143	Achnanthes rossii																x					
6275	Achnanthes silvahercynia					x			x													
6276	Achnanthes subatomoides					x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
16146	Achnanthes subexigua																					
6277	Achnanthes suchlandtii					x																
6279	Achnanthes trinodis																					
6713	Achnanthes ventralis					x									x							
6283	Amphora fogediana																					x
6171	Amphora inariensis	x	x		x	x	x		x		x											
6288	Amphora thumensis	x																				
6289	Amphora veneta var. capitata																					
6172	Asterionella ralfsii																					
6291	Brachysira brebissonii				x	x	x								x							
6292	Brachysira calcicola																					
16165	Brachysira follis																					
16166	Brachysira garrensis																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6293	Brachysira hofmanniae																					
6294	Brachysira liliana																					
6295	Brachysira neoexilis	x				x							x		x		x					x
16167	Brachysira procera																					
6296	Brachysira serians																					
6297	Brachysira styriaca																					
6298	Brachysira vitrea						x															
16168	Brachysira wygaschii																					
6299	Brachysira zellensis																					
6300	Caloneis aerophila					x									x							
6166	Caloneis alpestris																					x
16690	Caloneis bottnica																					
6301	Caloneis latiuscula																					
6721	Caloneis lauta																					
16169	Caloneis lepidula																					
6174	Caloneis leptosoma																					
6302	Caloneis obtusa																					
6304	Caloneis schumanniana																					
6810	Caloneis tenuis																					
6175	Caloneis undulata																					
6058	Cymbella affinis	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x		x	x
6310	Cymbella alpina																					
6311	Cymbella amphicephala					x					x											
6739	Cymbella amphicephala var. hercynica																					
6740	Cymbella amphioxys																					
6312	Cymbella ancylil					x																
6741	Cymbella angustata																					
6313	Cymbella austriaca																					
16195	Cymbella austriaca var. erdobenyiana																					
6314	Cymbella brehmii						x															
6183	Cymbella cesatii	x	x					x														

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6979	<i>Cymbella cymbiformis</i>		x																			
6315	<i>Cymbella delicatula</i>	x			x				x													x
6316	<i>Cymbella descripta</i>																					
6317	<i>Cymbella elginensis</i>					x																
6318	<i>Cymbella falaisensis</i>						x															
6319	<i>Cymbella gaeumannii</i>		x			x											x					
6320	<i>Cymbella gracilis</i>					x																
6321	<i>Cymbella hebridica</i>																					
6184	<i>Cymbella helvetica</i>	x		x	x						x				x							x
6978	<i>Cymbella hustedtii</i>																					
6324	<i>Cymbella hybrida</i>																					
16581	<i>Cymbella hybrida</i> var. <i>lanceolata</i>																					
6325	<i>Cymbella incerta</i>																					
6327	<i>Cymbella laevis</i>																					
6328	<i>Cymbella lapponica</i>																					
6331	<i>Cymbella mesiana</i>														x							
6895	<i>Cymbella microcephala</i>	x	x		x	x	x		x		x	x		x	x	x	x	x	x		x	x
6909	<i>Cymbella minuta</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x	x			
16196	<i>Cymbella naviculacea</i>																					
6063	<i>Cymbella naviculiformis</i>		x			x		x							x	x	x	x			x	
6747	<i>Cymbella norvegica</i>																					
6332	<i>Cymbella obscura</i>																					
16197	<i>Cymbella paucistriata</i>																					
6977	<i>Cymbella perpusilla</i>	x				x	x	x							x	x						
6333	<i>Cymbella proxima</i>																					
6749	<i>Cymbella reinhardtii</i>																					
6335	<i>Cymbella rupicola</i>																					
16199	<i>Cymbella schimanskii</i>																					
6337	<i>Cymbella similis</i>																					
6336	<i>Cymbella simonsenii</i>																					
6338	<i>Cymbella stauroneiformis</i>																					
6150	<i>Cymbella subaequalis</i>	x				x									x	x						x

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6067	<i>Cymbella tumidula</i>	x			x																	
6339	<i>Cymbella tumidula</i> var. <i>lancettula</i>	x																				
6340	<i>Denticula kuetzingii</i>		x						x						x							
6068	<i>Denticula tenuis</i>	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x			x	x					
6185	<i>Diatoma anceps</i>					x	x															
6208	<i>Diatoma ehrenbergii</i>	x	x		x									x								x
6167	<i>Diatoma hyemalis</i>					x																
6949	<i>Diatoma mesodon</i>	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x				x	x			
16208	<i>Diatomella balfouriana</i>																					
16209	<i>Didymosphenia geminata</i>																					
6341	<i>Diploneis alpina</i>																					
6807	<i>Diploneis elliptica</i>										x											x
6345	<i>Diploneis modica</i>																					
6346	<i>Diploneis oblongella</i>					x		x	x		x					x	x				x	x
6070	<i>Diploneis ovalis</i>					x	x									x					x	
6348	<i>Diploneis parma</i>					x		x														
6349	<i>Diploneis petersenii</i>					x					x			x	x							x
6754	<i>Entomoneis ornata</i>																					
6351	<i>Epithemia goeppertiana</i>																					
6352	<i>Epithemia smithii</i>																					
16666	<i>Eunotia angusta</i>																					
6354	<i>Eunotia arcubus</i>	x																				
16221	<i>Eunotia arculus</i>					x																
6886	<i>Eunotia arcus</i>																					
6213	<i>Eunotia bilunaris</i>					x	x	x	x						x	x	x	x	x	x	x	x
16222	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>linearis</i>																					
6355	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>					x																
6761	<i>Eunotia botuliformis</i>					x		x							x		x				x	
16223	<i>Eunotia circumborealis</i>																					
6356	<i>Eunotia denticulata</i>																					
6357	<i>Eunotia diodon</i>					x		x														
16224	<i>Eunotia elegans</i>																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
6975	Eunotia exigua					x	x		x						x		x	x			x		
16225	Eunotia exigua var. undulata																						
6358	Eunotia faba																						
6359	Eunotia fallax					x											x						
6360	Eunotia flexuosa																						
6362	Eunotia glacialis					x									x	x							
6363	Eunotia hexaglyphis																						
6364	Eunotia implicata					x									x		x	x	x	x			
6214	Eunotia incisa					x	x	x				x					x						
6365	Eunotia intermedia																						
16226	Eunotia islandica																						
16104	Eunotia jemtlandica																						
16228	Eunotia major																						
6367	Eunotia meisteri					x																	
6368	Eunotia microcephala						x																
6369	Eunotia minor					x	x	x	x				x		x	x	x	x			x	x	
6885	Eunotia monodon																						
6370	Eunotia muscicola var. tridentula					x	x																
6371	Eunotia naegellii																						
16695	Eunotia neofallax																						
6372	Eunotia nymanniana					x	x																
6373	Eunotia paludosa					x										x	x						x
6884	Eunotia paludosa var. trinacria					x	x																
6168	Eunotia pectinalis					x																	
6766	Eunotia pectinalis var. undulata																						
6851	Eunotia praerupta				x	x	x	x									x						
6374	Eunotia praerupta var. bigibba																						
6768	Eunotia praerupta var. curta																						
6769	Eunotia praerupta var. inflata																						
16229	Eunotia pseudopectinalis																						
6375	Eunotia rhomboidea					x	x								x			x					
16230	Eunotia rhynchocephala														x								

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6376	Eunotia septentrionalis					x	x	x									x					
6850	Eunotia serra																					
6770	Eunotia serra var. diadema																					
6377	Eunotia serra var. tetraodon																					
6378	Eunotia silvahercynia					x																
6379	Eunotia soleirolii					x																
6380	Eunotia steineckeii						x															
6381	Eunotia subarcuatoides																					
6382	Eunotia sudetica						x															
6383	Eunotia tenella					x	x	x					x		x	x						
6771	Eunotia triodon																					
16233	Fragilaria acidoclinata					x									x						x	
6077	Fragilaria arcus	x			x	x	x	x				x	x							x		
6908	Fragilaria capucina var. amphicephala	x																				
6389	Fragilaria capucina var. austriaca	x			x																	
6392	Fragilaria capucina var. gracilis	x	x			x	x	x	x		x		x		x	x		x	x	x	x	
6396	Fragilaria capucina var. rumpens	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
16234	Fragilaria constricta																					
6399	Fragilaria delicatissima	x							x													x
6401	Fragilaria exigua					x	x						x		x	x	x	x	x	x		
6405	Fragilaria nanana								x													
6407	Fragilaria pseudoconstruens																					
6409	Fragilaria tenera	x	x		x	x													x			x
6169	Fragilaria virescens					x	x	x	x				x		x		x	x				
6187	Frustulia rhomboides						x										x					
6412	Frustulia rhomboides var. crassinervia																					
6413	Frustulia rhomboides var. saxonica					x																
6414	Frustulia rhomboides var. viridula					x	x															
6417	Gomphonema acutiusculum																					
16246	Gomphonema amoenum																					
6819	Gomphonema angustum	x			x									x								x
6419	Gomphonema auritum																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6420	Gomphonema bavaricum	x																				
6421	Gomphonema bohemicum					x	x	x					x		x	x	x				x	
6423	Gomphonema dichotomum																					
6424	Gomphonema hebridense					x									x							
6425	Gomphonema helveticum																					
16661	Gomphonema lacus-vulcani																					
6426	Gomphonema lagerheimii																					
6427	Gomphonema lateripunctatum	x						x						x								x
6429	Gomphonema occultum	x																				
6430	Gomphonema olivaceum var. minutissimum					x	x	x				x	x									
6431	Gomphonema olivaceum var. olivaceoides	x		x	x			x					x									
6433	Gomphonema parvulum var. exilissimum					x		x														x
16258	(Gomphonema parvulum var. parvulus)					x																
6434	Gomphonema procerum																					
6435	Gomphonema productum		x			x		x		x		x			x							
16586	Gomphonema rhombicum					x																
6440	Gomphonema subtile																					
6441	Gomphonema tenue																					
6999	Gomphonema ventricosum																					
6442	Gomphonema vibrio	x																				
6804	Mastogloia grevillei																					
6445	Mastogloia smithii var. lacustris																					
6446	Meridion circulare var. constrictum		x			x	x	x	x		x				x	x	x				x	x
6448	Navicula absoluta																					
16717	Navicula adversa																					
6809	Navicula angusta					x																
16289	Navicula aquaedurae						x		x													
6460	Navicula brockmannii																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6461	Navicula bryophila	x				x	x															x
6464	Navicula catalanogermanica																					
16300	Navicula cataractarheni																					
6969	Navicula cocconeiformis					x		x												x		
6468	Navicula concentrica																					
6472	Navicula dealpina	x	x																			
16308	Navicula declivis																					
6474	Navicula densilineolata																					
6475	Navicula detenta					x																
16000	Navicula digitulus																					
6478	Navicula diluviana																					
16001	Navicula disjuncta																					
6482	Navicula evanida					x									x		x					
6917	Navicula exilis					x	x	x				x	x		x							
6485	Navicula festiva					x																
6489	Navicula gallica var. perpusilla					x	x	x			x	x	x			x	x					
6493	Navicula gotlandica																					
6496	Navicula heimansioides					x																
16324	Navicula hoefleri																					
6501	Navicula ignota var. acceptata	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6502	Navicula ignota var. palustris					x																x
6505	Navicula jaagii																					
6506	Navicula jaernefeltii					x																
6509	Navicula krasskei																					
6882	Navicula laevisima																					
16010	Navicula lapidosa																					
16334	Navicula laticeps																					
16335	Navicula leistikowii																					
6923	Navicula lenzii	x	x	x		x			x	x	x	x	x	x		x	x					
16011	Navicula leptostriata																					
16337	Navicula levanderii																					
6511	Navicula lundii	x				x		x	x													

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
16012	Navicula maceria																					
16342	Navicula mediocostata																					
6513	Navicula mediocris					x																
6515	Navicula minuscula	x	x			x	x	x	x		x		x		x	x						
16349	Navicula notha																					
6521	Navicula oligotraphenta										x					x	x					x
16356	Navicula porifera var. opportuna																					
6524	Navicula praeterita										x											
6527	Navicula pseudobryophila																			x		
6529	Navicula pseudoscutiformis					x											x					
16028	Navicula pseudosilicula																					
6530	Navicula pseudotuscula																x	x	x			x
6533	Navicula pusio																					
6536	Navicula rotunda						x															
6538	Navicula schadei																					
6539	Navicula schmassmannii					x	x															
6926	Navicula schoenfeldii		x													x	x	x	x	x		x
6543	Navicula soehrensii					x	x															
16034	Navicula soehrensii var. hassiaca																x					
6544	Navicula soehrensii var. muscicola														x	x						
16035	Navicula stankovicii																					
6546	Navicula stroemii	x	x																			
6547	Navicula subalpina	x																				x
6549	Navicula submolesta																					
6878	Navicula subtilissima																					
6551	Navicula suchlandtii					x	x	x	x						x	x						
6554	Navicula tridentula					x		x														
6989	Navicula tuscula																					
6556	Navicula utermoehlii		x									x	x	x		x	x			x		x
16037	Navicula variostrata														x	x						
16736	Navicula ventraloconfusa																					
6560	Navicula vulpina																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA
6561	Navicula wildii	x			x																	
6820	Neidium affine						x															
6562	Neidium affine var. longiceps																					
6563	Neidium alpinum					x	x	x														
6564	Neidium ampliatum					x									x	x	x	x	x	x		
6566	Neidium bisulcatum					x																
6567	Neidium carterii																					
16383	Neidium densestriatum																					
6568	Neidium hercynicum					x		x														
6109	Neidium iridis																					
16386	Neidium ladogensis																					
6110	Neidium productum																					
6571	Neidium septentrionale																					
6573	Nitzschia acidoclinata					x	x	x			x	x	x		x	x	x			x		
6575	Nitzschia alpina					x	x								x		x					
16100	Nitzschia alpinobacillum	x	x		x												x					x
6577	Nitzschia bacilliformis																					
16396	Nitzschia bryophila																					
16579	Nitzschia dissipata ssp. oligotraphenta	x				x			x													x
6586	Nitzschia dissipata var. media		x		x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x			x		x
6587	Nitzschia diversa	x																				
6589	Nitzschia fibulafissa																					
16749	Nitzschia garrensis																					
6592	Nitzschia gessneri																					x
6593	Nitzschia gisela																					
6931	Nitzschia hantzschiana	x				x	x	x				x	x			x		x				
16051	Nitzschia humbergiensis					x	x	x					x		x							
6597	Nitzschia lacuum				x	x																x
16433	Nitzschia paleaeformis																					
6605	Nitzschia perminuta					x	x	x	x				x									
6607	Nitzschia radricula																					
6608	Nitzschia regula																					

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
16455	Nupela rhetica																						
16456	Nupela tenuicephala																						
6619	Peronia fibula					x																	
6620	Pinnularia acoricola																						
6877	Pinnularia acuminata																						
6621	Pinnularia anglica																						
6622	Pinnularia angusta																						
16543	Pinnularia bacilliformis																						
16461	Pinnularia balfouriana																						
6624	Pinnularia brandeliformis																						
6625	Pinnularia brandelii																						
16463	Pinnularia brauniana																						
6881	Pinnularia braunii																						
6627	Pinnularia brevicostata																						
16062	Pinnularia cardinalis																						
16544	Pinnularia carminata																						
6629	Pinnularia cleveiformis																						
6632	Pinnularia divergens																						
16466	Pinnularia divergens var. decrescens																						
6633	Pinnularia divergentissima																						
6845	Pinnularia episcopalis																						
16063	Pinnularia esox																						
16546	Pinnularia esoxiformis																						
16547	Pinnularia esoxiformis var. eifeliana																						
6636	Pinnularia gentilis																						
6121	Pinnularia gibba					x	x	x	x				x		x	x	x	x			x		x
6638	Pinnularia gibbiformis																						
16065	Pinnularia gigas																						
6223	Pinnularia hemiptera																						
6642	Pinnularia infirma																						
6643	Pinnularia intermedia																						
6844	Pinnularia interrupta					x	x								x	x	x				x		

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
6853	Pinnularia lata																						
6958	Pinnularia legumen																						
6648	Pinnularia macilenta																						
6123	Pinnularia maior																						
6124	Pinnularia mesolepta																						
16475	Pinnularia mesolepta var. gibberula																						
6125	Pinnularia microstauron					x	x		x		x		x		x	x	x						
6651	Pinnularia neomajor																						
6111	Pinnularia nobilis																						
6652	Pinnularia nodosa																						
6653	Pinnularia notabilis																						
6654	Pinnularia obscura		x			x	x						x			x							
6655	Pinnularia oriunda																						
6656	Pinnularia parallela																						
16070	Pinnularia platycephala																						
6842	Pinnularia polyonca																						
6658	Pinnularia pseudogibba																						
16552	Pinnularia renata																						
6659	Pinnularia rupestris																						
6660	Pinnularia schoenfelderii					x							x		x	x	x	x					
16074	Pinnularia silvatica					x	x	x							x	x	x				x		x
16075	Pinnularia similiformis																						
6662	Pinnularia sinistra																						
6663	Pinnularia stomatophora																						
16479	Pinnularia stomatophora var. triundulata																						
6664	Pinnularia streptoraphe																						
16480	Pinnularia streptoraphe var. parva																						
6126	Pinnularia subcapitata					x	x	x					x		x	x	x				x		
16481	Pinnularia subcapitata var. elongata																						
6665	Pinnularia subcapitata var. hilseana					x	x						x		x		x	x	x		x		
6667	Pinnularia subgibba																						

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
16482	<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>hustedtii</i>																						
16483	<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>undulata</i>																						
6670	<i>Pinnularia subrupestris</i>					x		x															
16557	<i>Pinnularia subrupestris</i> var. <i>parva</i>																						
6671	<i>Pinnularia suchlandtii</i>																						
6673	<i>Pinnularia transversa</i>																						
6674	<i>Pinnularia viridiformis</i>																						
6128	<i>Pinnularia viridis</i>					x	x	x					x		x	x	x						
6676	<i>Pinnularia woerthensis</i>																						
6678	<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>parallela</i>																						
16495	<i>Rhopalodia rupestris</i>																						
6129	<i>Stauroneis anceps</i>					x		x	x				x		x	x	x	x			x		
6680	<i>Stauroneis anceps</i> var. <i>gracilis</i>																						
6681	<i>Stauroneis kriegerii</i>					x	x	x	x						x	x	x	x			x		x
6840	<i>Stauroneis nobilis</i>																						
6688	<i>Stauroneis thermicola</i>	x	x			x	x	x	x		x	x	x		x	x	x				x		
6689	<i>Stauroneis undata</i>																						
16087	<i>Stenopterobia curvula</i>																						
6690	<i>Stenopterobia delicatissima</i>					x																	
16503	<i>Stenopterobia densestriata</i>																						
16507	<i>Surirella barrowcliffia</i>																						
6691	<i>Surirella bifrons</i>																						
6135	<i>Surirella linearis</i>					x	x	x									x						
16091	<i>Surirella linearis</i> var. <i>helvetica</i>					x							x				x						
6694	<i>Surirella roba</i>					x						x			x								
6137	<i>Surirella robusta</i>																						
6097	<i>Surirella spiralis</i>																						
16092	<i>Surirella tenera</i>																						
16518	<i>Surirella turgida</i>																						
16519	<i>Tabellaria binalis</i>																						
6091	<i>Tabellaria flocculosa</i>	x				x	x	x	x				x		x	x	x				x		x
16096	<i>Tabellaria quadriseptata</i>																						

DV-Nr.	Taxa/Diatomeentyp	1	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11	12.1	12.2	13.1	13.2	14	15	SA	
6698	Tabellaria ventricosa					x	x																
16521	Tetracyclus emarginatus																						
16522	Tetracyclus glans																						
16097	Tetracyclus rupestris																						

5.2.2.3 Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Trophie-Index und Saprobienindex“

Die entscheidende Bedeutung der Trophie für das Vorkommen und die Häufigkeiten von Diatomeenarten ist vielfach belegt und hat zu der Entwicklung verschiedener Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen geführt (z.B. CORING et al. 1999, HOFMANN 1994, ROTT et al. 1999). Zur Bewertung der biozönotischen Fließgewässertypen 1 bis 12 wird der Trophie-Index von ROTT et al. (1999) herangezogen (Gleichung 12. Die artspezifischen Kenngrößen sind Tabelle 51 zu entnehmen.

In den großen Flüssen und Strömen des Norddeutschen Tieflandes, die bereits im Grundzustand eine hohe Trophie aufweisen, sind die existierenden Verfahren der Trophieindikation nicht mehr ausreichend leistungsfähig. Die indizierte Trophie bewegt sich in einer vergleichsweise engen Spanne, die vom eutrophen bis zum polytrophen Zustand reicht und innerhalb derer eine hinreichend differenzierende Bewertung nicht vorgenommen werden kann (SCHAUMBURG et al. 2004a). Ein geeignetes Kriterium ist dagegen der Saprobienindex von ROTT et al. (1997), der im Vergleich zum Trophie-Index in den Bereichen starker Nährstoffbelastung – die durch den zunehmenden Einfluss saprobieller Prozesse bis hin zu saprotrophen Zuständen charakterisiert sind – über ein deutlich weiteres Spektrum verfügt. Zur Bewertung der Gewässer des Diatomeentyps 13 wird daher der Saprobienindex herangezogen (Gleichung 13, Tabelle 21 und Tabelle 51). Die typspezifischen Indexbereiche bzw. -grenzen wurden anhand der im Projekt neu erhobenen Daten überprüft, gegebenenfalls verändert und in den neuen Typen definiert (Tabelle 21). Zur Vorgehensweise sei auf SCHAUMBURG et al. (2004a) verwiesen.

Tabelle 21: Indexbereiche für das Bewertungsmodul „Trophie-Index und Saprobienindex“

Typ* = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2004a); 1 = sehr guter ökologischer Zustand, 2 = guter ökologischer Zustand, 3 = mäßiger ökologischer Zustand, 4 = unbefriedigender ökologischer Zustand, 5 = schlechter ökologischer Zustand; EZG = Einzugsgebiet; FG = Fließgewässer; pp = pro parte

Diatomeen-Typ	Typ*	Geomorphologischer Typ	Ökologischer Zustand				
			1	2	3	4	5
			Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)				
Alpen							
1.1	1a	FG der Kalkalpen mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,3	1,4-1,8	1,9-2,6	2,7-3,3	≥ 3,4
1.2	1b	FG der Kalkalpen mit EZG > 1.000 km ²	< 1,5	1,6-2,2	2,3-2,6	2,7-3,3	≥ 3,4
Alpenvorland							
2	3	Silikatische FG mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
3	2a	Karbonatische FG mit EZG < 1.000 km ²	< 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
4	2b	FG mit EZG > 1.000 km ²	< 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
Mittelgebirge							
5	4	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
6	6	FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	< 2,2	2,3-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
7	5	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1.000 km ²	≤ 2,2	2,3-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
8	7a	FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1.000 km ²	≤ 2,6	2,7-2,9	3,0-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
9.1	7b	FG der Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ²	≤ 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
9.2	7b	FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²	≤ 2,5	2,6-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
10	8	FG mit EZG > 1.000 km ²	< 2,3	2,4-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
Norddeutsches Tiefland							
11	-	Silikatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
12	9 pp	Karbonatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²	< 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
Saprobienindex nach ROTT et al. (1997)							
13	10	FG mit EZG > 1.000 km ²	< 1,8	1,8-2,1	2,2-2,5	2,6-3,0	> 3,1

Zur Verwendung des Trophie-Index von ROTT et al. (1999) muss Grundsätzliches angemerkt werden: So entspricht die Einstufung einiger Arten nicht der biologischen Realität. Als Beispiel sei *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* angeführt. In einem Gesamtspektrum von 1,0 bis 4,0 wird die Art mit einem Trophiewert von 3,6 geführt, was dem poly- bis hypertrophen Bereich entspricht. Tatsächlich kann *G. parvulum* als extrem tolerant gegenüber trophischer und saprobieller Belastung gelten und ist selbst in Kläranlagen noch massenhaft zu finden (FESEL 1984). Obgleich der Schwerpunkt der Verbreitung in stark degradierten Gewässern liegt, sind individuenreiche Vorkommen jedoch gleichfalls in unbelasteten oder schwach belasteten silikatischen Bächen der Mittelgebirge anzutreffen. Die Art ist daher als Indikator stofflicher Belastung wenig geeignet und verursacht bei individuenreichem Vorkommen in Gewässern sehr guter und guter ökologischer Qualität unrealistisch hohe Trophie-Indizes. Auch die Anwendung der Trophieindikation von CORING et al. (1999) bietet keine Lösung. Dort wird *G. parvulum* der maximal mögliche Wert von 4,0 zugewiesen. Als weitere Beispiele kritischer Einstufungen seien *Nitzschia palea* und *Navicula cryptocephala* genannt.

Die Verwendung derart schwacher Indikatoren führt zu Einschränkungen in der Durchgängigkeit der genannten Trophie-Indizes und damit einer begrenzten Vergleichbarkeit von Indexbereichen in verschiedenen biozönotischen Typen. Um die Vergleichbarkeit zu verbessern, wäre eine Überarbeitung der trophischen Einstufungen von ROTT et al. (1999) erforderlich. Da der Rott-Index jedoch gleichfalls im österreichischen Bewertungssystem als fester Bewertungsbestandteil vorgesehen ist (PFISTER & PIPP, in Vorb.), wurde im Sinne der Interkalibrierung auf eine Überarbeitung des Trophie-Index' verzichtet.

5.2.2.4 Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Versauerungszeiger“

Der schädliche Einfluss hoher Säuregehalte und ihrer Folgewirkungen – insbesondere der erhöhten Gehalte an Aluminium und Schwermetallen – auf die Biozönosen ist vielfach belegt (BÖHMER & RAHMANN 1992). So liegen in stark versauerten Gewässern ähnlich einschneidende Umstrukturierungen vor, wie in hoch saproben Gewässern, was in einer drastischen Artenverarmung und damit einhergehend in einer schwer wiegenden Störung des empfindlichen Nahrungsnetzes zum Ausdruck kommt. Betroffen sind vor allem quellnahe Bereiche mit Einzugsgebieten unter zehn Quadratkilometern und damit Gewässerabschnitte, deren Bewertung nicht in erster Linie Gegenstand der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist. Jedoch können auch die Biozönosen kleiner Bäche (Einzugsgebiet 10 km² bis 100 km²) starke Degradationen infolge von Versauerungserscheinungen aufweisen. Mit weiter steigender Größe des Einzugsgebietes und zunehmendem Pufferungsvermögen nimmt die Sensibilität der Gewässer gegenüber Versauerung ab.

Die Berücksichtigung von Versauerungserscheinungen stellt in den Bächen des silikatischen Mittelgebirges, insbesondere in den Gewässerlandschaften des Buntsandsteins und Grundgebirges, eine unverzichtbare Komponente dar und erfolgt anhand des Vorkommens der quantitativ wichtigsten Indikatoren anthropogener Versauerung (Tabelle 22). Diese Arten sind typische Bestandteile ungestörter Zönosen und finden sich daher auch in der Liste der Allgemeinen Referenzarten. Im sehr guten ökologischen Zustand sind sie allerdings nur mit geringen bis mäßig hohen Individuenzahlen anzutreffen. Erst bei einsetzender Versauerung vermögen sie ihre Gesellschaftsanteile zu steigern und prägen die Gesellschaften permanent stark saurer Gewässer durch extrem hohe Anteile.

Das Modul nach SCHAUMBURG et al. (2004a) wurde auf den erweiterten Datensatz angewendet und auf Plausibilität hin überprüft. Ergänzend wurden Daten des Bayerischen Versauerungsmonitorings aus den Jahren 1994, 1999 und 2004 herangezogen. Dabei erwies sich die Bewertung nach SCHAUMBURG et al. (2004a) im Bereich der unbefriedigenden und schlechten ökologischen Qualität als zu streng angelegt und wurde verändert. Unter Beibehaltung der Versauerungsindikatoren (Tabelle 45) und in Abhängigkeit von der Häufigkeit der Versauerungszeiger wird eine Abstufung der ökologischen Zustandsklasse gemäß Tabelle 46 vorgenommen. Eine Abstufung um vier Qualitätsklassen erfolgt in der überarbeiteten Fassung erst bei vollständiger Dominanz von Indikatoren anthropogener Versauerung (Tabelle 22).

Diese einfache Form der Einbindung von Degradation infolge von Versauerung ist zur Bewertung gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie geeignet, stellt aber keinen Ersatz bestehender, ausschließlich der Versauerungsindikation dienender Verfahren dar (z.B. CORING 1999). In seiner Anwendung ist das Modul auf die silikatischen Gewässer des Mittelgebirges (Diatomeentypen 5, 6 und 7) beschränkt.

In der Anwendung auf den Datensatz des vorliegenden Projekts muss einzig die Große Pyra als Vertreter des Diatomeentyps 5 in ihrer Bewertung abgestuft werden (Tabelle 99).

Tabelle 22: Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“

Summenhäufigkeit der Versauerungszeiger	Abstufung um
10 % bis 25 %	eine ökologische Zustandsklasse
26 % bis 50 %	zwei ökologische Zustandsklassen
51 % bis 99 %	drei ökologische Zustandsklassen
100 %	vier ökologische Zustandsklassen

5.2.2.5 Überarbeitung des Bewertungsmoduls „Halobienindex“

Der Salzgehalt stellt als Summe der im Wasser gelösten Ionen ein wesentliches Kriterium der Gewässerbeschaffenheit dar und bestimmt das Vorkommen von Gewässerorganismen entscheidend mit. Die Einleitung salzhaltiger Abwässer führt zu einer Veränderung des Lebensraumes, die durch Verarmung und Verfremdung der ursprünglich heimischen Biozöosen hin zu Brackwassergemeinschaften gekennzeichnet ist. Bei extrem hohen Salzgehalten stellt die Versalzung die gesellschaftsbestimmende Größe dar – saprobiell oder trophisch bedingte Degradationen werden überlagert und sind als solche anhand der Gesellschaftsstruktur nicht mehr zu erkennen (ZIEMANN 1970). Zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Salzbelastung in limnischen Gewässern hat sich der Halobienindex bewährt, der auf der Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen basiert (ZIEMANN 1971, 1999).

Zur Berechnung des Halobienindex‘ wurde die Liste der Indikatoren nach ZIEMANN et al. (1999) unter taxonomischen Aspekten aktualisiert und von 167 auf 312 Taxa erweitert. Unterschieden werden hierbei salzmeidende (haloxene bzw. halophobe) und salzliebende Taxa (Tabelle 52). Die Sammelgruppe der salzliebenden Taxa setzt sich aus halophilen, mesohaloben und polyhaloben Formen zusammen, die gemeinsam und ungewichtet in die Berechnung des Index‘ eingehen (Gleichung 14). In Tabelle 52 nicht enthalten sind die limnischen (oligohalob-indifferenten) Taxa, die jedoch bei der Berechnung durch die Summe im Nenner mit eingehen.

Halobienindizes um 0 kennzeichnen typische Süßgewässer, negative Indizes salzarme, zumeist elektrolytarne und/oder saure, Gewässer. Werte zwischen +10 und +30 weisen auf einen erhöhten Salzgehalt hin. Bei +30 beginnt der Bereich mäßiger Versalzung, bei +50 die Zone starker Versalzung. Die Umsetzung in ein Bewertungsmodul folgt der Definition dieser Bereiche nach ZIEMANN (1999) und ist Tabelle 23 zu entnehmen: Überschreitet der Halobienindex einen Wert von 15 wird die ökologische Zustandsklasse um eine Qualitätsklasse abgestuft.

In versalzten Gewässern sind häufig Massenvorkommen halophiler und/oder mesohalober Arten anzutreffen. Erfolgt die Berechnung des Halobienindex auf der Grundlage prozentualer Häufigkeiten hat dies zur Folge, dass individuenarme Vorkommen indikativer Arten unterbetont werden. Die Berechnung des Halobienindex wird daher auf der Basis von Abundanzen vorgenommen (ZIEMANN et al. 1999). Dazu müssen die aus der Zählung resultierenden Prozentwerte nach Tabelle 47 in Abundanzwerte transformiert werden.

Der Halobienindex wurde zur Charakterisierung salzbelasteter limnischer Fließgewässer entwickelt und stellt in den Diatomeentypen 1 bis 13 einen geeigneten Bestandteil der Bewertung dar. In diesen Typen wird die Bewertung modifiziert, da sich die nach SCHAUMBURG et al. (2004a) vorgesehene Abstufung der ökologischen Qualität um zwei Klassen als zu streng erwiesen hat. In der überarbeiteten Fassung wird bei Halobienindizes größer gleich 15 um eine Klasse abgestuft. Eine Abstufung um zwei Klassen, die im Gesamtdatensatz stets in einer schlechten ökologischen Qualität resultieren würde, entfällt. In den natürlich salzbeeinflussten biozönotischen Typen 14 und 15 hat der Halobienindex keine Gültigkeit. In natürlich salzhaltigen, zum Beispiel durch Solequellen beeinflussten, Fließgewässern hat der Halobienindex ebenfalls keine Gültigkeit und entfällt als Bestandteil der Bewertung.

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

Innerhalb der im vorliegenden Projekt untersuchten Gewässern wurde ein Index von 15 nur in der Bibert (HI = 15) und in der Sarre (HI = 16) erreicht bzw. knapp überschritten.

Tabelle 23: Bewertungsmodul „Versalzung“

Halobienindex	Abstufung um
≥ 15 und < 30	eine ökologische Zustandsklasse

5.2.2.6 Gesamtmodul Diatomeen

Die Gesamtbewertung des Teilmoduls Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ zum $DIÖZ_{\text{Fließgewässer}}$. Für diese Verschneidung werden die errechneten Werte der beiden Komponenten (Gleichung 1, Gleichung 2, Gleichung 3) umgerechnet und die erhaltenen Ergebnisse arithmetisch gemittelt (Gleichung 4, Gleichung 5). Dieses Mittel, der Diatomeenindex $_{\text{Fließgewässer}}$ (DI_{FG}), kann nach Tabelle 24 einer ökologischen Zustandsklasse, dem $DIÖZ_{\text{FG}}$ zugeordnet werden. Bei Relevanz der Module „Versauerung“ und/oder „Versalzung“ erfolgt eine entsprechende Abstufung der ökologischen Zustandsklasse. Diese Abstufung wird im Falle der Versauerung wegen der gravierenden ökologischen Relevanz dieser Beeinträchtigung erst beim Gesamtergebnis, nach Verschneidung

der drei Teilmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen zu der ökologischen Zustandsklasse Makrophyten & Phytobenthos vorgenommen.

Wurde eine zweimalige Probenahme durchgeführt, wird der Bewertung der höhere Diatomeenindex bzw. die schlechtere ökologische Zustandsklasse zugrunde gelegt.

Gleichung 1: Umrechnung der Referenzartensumme

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

M_{ASR} : Modul Abundanzsumme Referenzarten
tRA_i : Abundanz der typspezifischen Referenzart *i*
n : Gesamtzahl der in einer Probe vorhandenen typspezifischen Referenzarten

Gleichung 2: Umrechnung des Trophie-Index (Diatomeentypen 1 bis 12)

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

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

Gleichung 3: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13)

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

M_{SI} : Modul Saprobienindex
SI : berechneter Saprobienindex

Gleichung 4: Berechnung des DI_{FG} für die Diatomeentypen 1 bis 12

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

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

Gleichung 5: Berechnung des DI_{FG} für den Diatomeentyp 13

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

M_{ASR} : Modul Abundanzsumme Referenzarten
SI : berechneter Saprobienindex

Tabelle 24: Typbezogene Indexbereiche für die Ermittlung des DIÖZ_{Fließgewässer}

Diatomeentyp	Diatomeen-indizierter ökologischer Zustand				
	1	2	3	4	5
1.1	1 ≥ 0,74	0,73 ≥ 0,54	0,53 ≥ 0,31	0,30 ≥ 0,08	0,07 - 0
1.2	1 ≥ 0,71	0,70 ≥ 0,49	0,48 ≥ 0,31	0,30 ≥ 0,08	0,07 - 0
2	1 ≥ 0,67	0,66 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
3	1 ≥ 0,67	0,66 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
4	1 ≥ 0,61	0,60 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
5	1 ≥ 0,67	0,66 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
6	1 ≥ 0,61	0,60 ≥ 0,40	0,39 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
7	1 ≥ 0,61	0,60 ≥ 0,40	0,39 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
8	1 ≥ 0,56	0,55 ≥ 0,39	0,38 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
9.1	1 ≥ 0,61	0,60 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
9.2	1 ≥ 0,57	0,56 ≥ 0,40	0,39 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
10	1 ≥ 0,60	0,59 ≥ 0,40	0,39 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
11	1 ≥ 0,67	0,66 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
12	1 ≥ 0,61	0,60 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0
13	1 ≥ 0,73	0,72 ≥ 0,55	0,54 ≥ 0,36	0,35 ≥ 0,14	0,13 - 0

5.2.2.7 Zusatzkriterien

Ergänzend zu den vier Modulen der Bewertung können weitere Auswertungen der Gesellschaftsstrukturen zusätzliche Informationen zur ökologischen Qualität des zu untersuchenden Gewässerabschnittes sowie Interpretationshilfen liefern. Dies gilt insbesondere für die Häufigkeit von planktischen Taxa, dem Vorkommen von Taxa der Roten Liste und der Heterogenität der Gesellschaft unter autökologischen Gesichtspunkten. In die Bewertung sind die genannten Aspekte aufgrund der unzureichenden Datenlage jedoch derzeit nicht zu integrieren.

Häufigkeit planktischer Taxa in Bächen und kleinen Flüssen

Das Vorkommen planktischer Taxa in Bächen (Einzugsgebiet $< 100 \text{ km}^2$) ist als direkte Folge struktureller Degradationen infolge von Aufstauen zu werten. In extremen Fällen übt das Diatomeenplankton einen wesentlichen Einfluss auf die benthischen Gemeinschaften aus (z.B. über Beschattung, Nährstoffkonkurrenz bzw. -freisetzung) und prägt auch durch seine jahreszeitliche Dynamik die natürlichen Umweltbedingungen der benthischen Gemeinschaften entscheidend mit. Zur Frage, inwieweit in kleinen Flüssen (Einzugsgebiet $> 100 \text{ km}^2$ und $< 1.000 \text{ km}^2$) natürlicherweise mit der Entwicklung von Diatomeenplankton zu rechnen ist, liegen derzeit keine ausreichenden Daten vor. Nach MISCHKE (2005) sind auch die kleinen Flüsse, welche sich durch Chlorophyll a-Gehalte von über $20 \mu\text{g/l}$ auszeichnen, nicht zu den planktonführenden Gewässertypen zu rechnen. Die Häufigkeit planktischer Arten kann durch Schätzung von Häufigkeitsklassen aus dem vorliegenden Schalenpräparat erfolgen oder durch Ermittlung des Planktonanteils durch Zählen von 100 Objekten quantifiziert werden. Angaben zur Lebensform finden sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991). Eine Bestimmung der planktischen Formen ist grundsätzlich nicht erforderlich, kann sich jedoch als zusätzliche Information als nützlich erweisen.

Vorkommen von Arten der Roten Liste

Zur vergleichenden Betrachtung des Inventars und der Häufigkeiten gefährdeter Taxa wurde ein Rote Liste-Index (RLI, SCHAUMBURG et al. 2004a) entwickelt, der rechnerisch dem Rheo-Index von BANNING (1990) entspricht. Grundlage ist die Rote Liste der Kieselalgen Deutschlands von LANGE-BERTALOT (1996), die 535 Taxa umfasst. Dies entspricht 37 % der in Deutschland nachgewiesenen Arten. Fast sämtliche als gefährdet ausgewiesene Arten sind in ihrem Vorkommen an oligotrophe bzw. dystrophe Habitate gebunden, die extrem gefährdete Lebensräume darstellen. Ihre Zahl ist in den vergangenen Jahrzehnten infolge von Eutrophierung durch punktuellen und diffusen Eintrag von Nährstoffen bzw. durch Versauerung infolge von atmosphärischer Deposition von Schwefeldioxid drastisch zurückgegangen. Den unterschiedlichen Gefährdungsgraden der Rote Liste-Arten wird mit einer Gewichtung Rechnung getragen (Gleichung 6).

Zur Tauglichkeit des RLI liegen bislang nur Daten aus dem Projekt „Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-WRRL“ und dem „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-WRRL“ vor. Im Gegensatz zu Seen, werden in Fließgewässern nur selten hohe Werte des RLI erreicht. Bei einem maximal möglichen Index von 1,0 werden lediglich in 2,7 % der insgesamt 1215 berücksichtigten Proben Werte über 0,30 verzeichnet. In 1% der Proben wird der Wert von 0,50 überschritten, der höchste Index liegt bei 0,96. Dabei sind typspezifisch deutliche Schwerpunkte

zu beobachten. So wurden die höchsten Indizes nahezu ausschließlich in den Gesellschaften der Diatomeentypen 1 und 5 sowie in den Marschengewässern und Seeausflüssen registriert.

Gleichung 6: Rote Liste-Index (RLI)

$$RLI = \frac{6 * (\sum Ai; RL1) + 5 * (\sum Ai; RL2) + 4 * (\sum Ai; RL3) + 3 * (\sum Ai; RL4) + 2 * (\sum Ai; RL5)}{6 * (\sum Ai; RL1) + 5 * (\sum Ai; RL2) + 4 * (\sum Ai; RL3) + 3 * (\sum Ai; RL4) + 2 * (\sum Ai; RL5) + 1 * (\sum Ai; RL6)}$$

- RLI = Rote Liste-Index
- Ai = relative Häufigkeit der Art i in Prozent
- RLx = Gefährdungskategorie nach LANGE-BERTALOT (1996)
- RL1 = „vom Aussterben bedroht“
- RL2 = „stark gefährdet“
- RL3 = „gefährdet“
- RL4 = „Gefährdung anzunehmen“
- RL5 = „extrem selten“
- RL6 = nicht eingestufte und ungefährdete Arten

Autökologische Heterogenität

Bei großer Varianz der autökologischen Charakteristika der präsenten Arten liegt der Verdacht auf räumlich und/oder zeitlich begrenzte Störungen der Gesellschaften vor. Stark schwankende Verhältnisse können beispielsweise unter dem Einfluss punktueller oder kurzzeitiger saprobieller und trophischer Belastungen oder als Folge von Versauerungsschüben entstehen. In derartigen Fällen ist eine zweite Probenahme dringend anzuraten. Eine Ausnahme stellen die Marschengewässer (Diatomeentyp 14) dar, deren Gesellschaften sich durch die Koexistenz von marinen Taxa und Charakterarten silikatisch und organisch geprägter Gewässer auszeichnen.

5.2.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

Die Überprüfung der Typologie führte auch zur Überprüfung der Indikatorarten und deren Einstufung in die Taxagruppen, welche die Grundlage der Bewertung bilden (Tabelle 25). Die in SCHAUMBURG et al. (2004a) erarbeiteten Einstufungen der Indikatorarten bezogen sich vor allem auf das Vorkommen der Taxa hinsichtlich trophischer und saprobieller Zustände. Nun wurden weitere Literaturangaben einbezogen. Dabei wurden Angaben zur Vergesellschaftung der Indikatorarten und zum Vorkommen hinsichtlich der geochemischen Ausprägung der Fließgewässer stärker beachtet.

Tabelle 25: Einteilung von Phytobenthos-Taxa in die vier Bewertungskategorien nach SCHAUMBURG et al. (2004a)

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

5.2.3.1 Silikatisch geprägte Fließgewässertypen im Mittelgebirge (MG_sil)

In SCHAUMBURG et al. (2004a) werden 71 Taxa als indikative Arten für silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge angegeben. Durch den erweiterten Datensatz sind nun 26 Taxa hinzugekommen. Sie wurden aufgrund von Literaturangaben in die vier Artengruppen A, B, C und D einsortiert. Bei den bisher

verwendeten Arten wurde die Einstufung überarbeitet und in einigen Fällen korrigiert. Dabei wurde das Kriterium der Typspezifität stärker beachtet. Als typspezifische Arten für silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge wurden azidophile, Weichwasser bevorzugende Taxa angesehen (z.B. *Homoeothrix janthina*). Alkaliphile und kalkholde Arten wie z.B. *Phormidium incrustatum* wurden in diesem Typ als Störzeiger gewertet. Eine Auflistung der indikativen Arten ist in

Tabelle 53 widergegeben.

Bei den zusätzlich aufgenommenen Arten ist *Nostoc parmelioides* zu erwähnen, das an der Kleinen Enz mit hoher Häufigkeit gefunden wurde. Nach MOLLENHAUER et al. (1999) handelt es sich um eine gefährdete Art sommerkalter Weichwasserbäche mit niedriger spezifischer Leitfähigkeit und einem pH unter 7. Bemerkenswert ist auch das Vorkommen der Trebouxio-phyceae. Die zwei Arten der Gattung *Microthamnion* sind charakteristisch für dystrophe Standorte.

Fünf Gattungen wurden aus der Bewertung herausgenommen, da die darin enthaltenen Arten sehr unterschiedliche ökologische Ansprüche haben. Auch *Phormidium autumnale* wurde jetzt aus Bewertung herausgenommen. In der Literatur wird *Phormidium autumnale* als Sammelart beschrieben, wobei ihr Vorkommen eher als Störzeiger anzusehen ist. Dagegen war sie in den in SCHAUMBURG et al. (2004a) dargestellten CCA bei den Referenzstandorten zu finden. Daher wurde sie dort als recht gute Art angesehen und in die Kategorie B eingestuft. KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (2005) geben Hinweise, dass von diesem Taxon sehr unterschiedliche Ökotypen existieren, die morphologisch nicht zu unterscheiden sind. Diese Ökotypen sind an spezielle Habitate gebunden. Davon kommt ein Typ im Süßwasser periphytisch auf untergetauchten Substraten (Steinen, steinige Dämme) und weniger häufig benthisch auf schlammigen Ufern von mesotrophen und leicht verschmutzten Wasserbecken, Strömen, Flüssen und Wasserfällen vor. Ein anderer ebenfalls kosmopolitisch verbreiteter, nitrophiler Typ desselben Taxons kommt auf feuchter Erde, Mauern, Baumstümpfen, marinen Felsküsten, in brackigen Felstümpeln und in Thermalquellen vor. Erst wenn die Taxonomie dieser Sammelart geklärt ist, kann der an den hier untersuchten Standorten vorkommende Typ hinsichtlich seiner Typspezifität bestimmt werden.

Das Vorkommen von *Oedogonium* sp. wurde differenziert betrachtet. Leider ist es schwer, die Pflanzen zur Fortpflanzung zu bringen, die für eine Artbestimmung unabdingbar ist. Für Routineuntersuchungen sind deshalb Artbestimmungen nicht zu leisten. Deshalb wurde in diesem Fall auch die Gattung in das Bewertungsverfahren eingearbeitet. *Oedogonium* sp. war in den silikatischen Fließgewässern im Mittelgebirge durchgängig an fast allen Standorten zu finden. Die Gattung ist mit vielen Arten gewöhnlich in ruhigeren Gewässern des Süßwassers auf anorganischen Substraten oder pflanzlichem Material vertreten. Es sind einige azidophile Taxa bekannt. Andere Arten kommen aber in einem weiten Spektrum von pH-Werten, Trophie und Saprobie vor (MROZIŃSKA 1985). Deswegen entspricht ein geringes Vorkommen der Gattung dem Typ und wird positiv bewertet. Massenvorkommen werden aber als Störzeiger betrachtet.

Insgesamt sind nun 92 Taxa als indikative Arten für silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge in die vier Bewertungskategorien eingestuft (

Tabelle 53).

Nach dem bislang gültigen Verfahren müssen für eine gesicherte Bewertung mindestens 5 indikative Taxa vorliegen, oder, wenn es weniger als 5 Taxa sind, muss die Summe der quadrierten Deckungsgrade mindestens 16 betragen. Bei der aktuellen Auswertung zeigte sich, dass diese Bedingung leicht abgewandelt formuliert werden muss. Von nun an ist eine gesicherte Bewertung dann möglich, wenn bei weniger als 5 indikativen Taxa die Summe der quadrierten Deckungsgrade mehr als 16 beträgt.

Tabelle 26 zeigt die Zuordnung der ökologischen Zustandes zu dem mit Hilfe des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales für die Probestellen an silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge berechneten Indexwert. Dabei ist zu beachten, dass die Klassengrenzen nun anders gesetzt wurden als bisher. Diese Änderung ergab sich im Zusammenhang mit den Bewertungen der karbonatisch geprägten Fließgewässer, wurde dann aber durchgängig für alle Typen angewandt. Dies hat den Vorteil einheitlicher und gleichmäßiger verteilter Klassengrenzen.

Tabelle 26: Zuordnung der fünf ökologischen Zustandsklassen zu Werten des Bewertungsindex

Indexwert	ökologische Zustandsklassen
≥ 50	1
≥ 20	2
≥ -20	3
≥ - 50	4
< -50	5

Mit dem hier vorgestellten Bewertungsverfahren konnten 70 von den insgesamt erhobenen 82 Befunden bewertet werden (Tabelle 99). In zwölf Fällen konnte eine Bewertung nicht gesichert erfolgen, da nicht ausreichend indikative Taxa gefunden worden waren. Dies betraf in den allermeisten Fällen Probestellen, die vorab in den sehr guten ökologischen Zustand eingeschätzt worden waren. Es muss im Einzelnen geprüft werden, warum an diesen Standorten so wenige Algen zu finden waren. Beschattung, geringe Nährstoffgehalte, ein zeitweiliges Trockenfallen oder Abrieb durch Eis im Winter sind mögliche Faktoren. Das fehlende Algenvorkommen weist aber nicht automatisch auf eine Referenzsituation hin.

Bei den Befunden, die gesichert bewertet werden konnten, wurde in den meisten Fällen (75%) dieselbe oder die zur Voreinstufung benachbarte ökologische Zustandsklasse festgestellt.

Zwei Befunde wurden deutlich besser bewertet, als vorher angegeben war. Dies betrifft zum einen die Große Pyra (10096), deren Artvorkommen sehr interessant war. Sie besitzt einige sehr charakteristische typspezifische Taxa, vor allem Säureanzeiger, andererseits auch viel *Stigeoclonium* sp.. Dies weist auf einen höheren Trophiegrad des Gewässers hin. Auffällig ist, dass kaum tolerante Taxa der Kategorien B oder C vorkommen. Eventuell ist dieses Gewässer als versauert anzusehen (siehe 5.2.2.4). Bisher kann Versauerung mithilfe des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales noch nicht indiziert werden.

Fünf Probestellen wurden nun deutlich schlechter bewertet, als die Voreinschätzung der Länder gewesen war. Zwei dieser Probestellen (Alme, 2412; Kyll, 10088) weisen hohe Werte für Säurekapazität und Härte auf, die deutlich über dem in SCHAUMBURG et al. (2004a) für diesen Fließgewässertyp definierten Grenzwert von 1,6 mmol/l liegen. An der Alme wurden auch neben einigen wenigen gewässertypischen Arten wie *Homoeothrix janthina* und vielen indifferenten Taxa auch die eindeutig Hartwasser bevorzugenden Arten *Phormidium incrustatum* und

Cladophora glomerata mit teilweise höheren Häufigkeiten nachgewiesen. Die Bewertung dieser Probestellen mittels des restlichen Phytobenthos ergibt in diesen Fällen ein abweichendes Bild von der Voreinstufung, die diesen Probestellen einen guten bzw. sogar einen sehr guten ökologischen Zustand attestiert hatte. Auch die Oker (1012), die nach der hier vorgestellten Bewertung nur einen moderaten ökologischen Zustand zugewiesen bekommt, weist deutlich höhere Werte für Säurekapazität und Härte auf und kann daher sicher nicht dem vorab vermuteten guten ökologischen Zustand entsprechen.

Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren gilt für Bäche und kleine Flüsse gleichermaßen. Dabei werden die Flüsse genauso streng bewertet wie die Bäche, obwohl sie aufgrund des größeren Einzugsgebiets vermutlich eine höhere Trophie aufweisen und zusätzlichen Belastungen ausgesetzt sind. Bei der Beschreibung des Typs 9 war festgestellt worden, dass hier viele indifferente Arten vorkommen und die Abundanzen der Ulvophyceae zunehmen. Allerdings spielen an diesen Standorten auch Qualitätseinschränkungen eine Rolle. Nur für eine Probestelle war von den Mitarbeitern der zuständigen Behörden vorab ein sehr guter ökologischer Zustand angenommen worden. Die hier vorgenommene Bewertung des ökologischen Zustands anhand des Algenvorkommens stimmt mit den Einschätzungen der zuständigen Behörden gut überein.

Insgesamt funktioniert eine Bewertung des ökologischen Zustands mithilfe des Phytobenthos excl. Diatomeen für die silikatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge gut, da hier viele charakteristische Taxa ebenso wie deutliche Störzeiger definiert werden konnten. Eine Indikation und Bewertung der von Versauerung betroffenen Standorte muss noch erarbeitet werden.

5.2.3.2 Karbonatische Fließgewässer im Mittelgebirge (MG_karb)

In SCHAUMBURG et al. (2004a) werden 68 Taxa als indikative Arten für karbonatisch geprägte Fließgewässer angegeben. Jedoch wird dort noch nicht zwischen karbonatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland unterschieden, Karbonatgewässer beider Ökoregionen wurden gleich bewertet. Allerdings war bereits in SCHAUMBURG et al. (2004a) auf die Schwierigkeiten und Unsicherheiten bei der Bewertung dieses heterogenen Typs hingewiesen worden. Die hier vorgestellten Ergebnisse verbessern diese Situation.

Bei den bisher verwendeten Arten wurde die Einstufung überarbeitet und in einigen Fällen korrigiert. Als typspezifische Arten werden hier alkaliphile und kalkholde Arten wie z.B. *Phormidium incrustatum* angesehen, das aus diesem Grund nun in die Kategorie A aufgenommen wurde. Gleichermaßen wurden mit *Chamaesiphon incrustans* und *Lemanea fluviatilis* zwei Taxa, die zwar gute Zustände anzeigen, aber nicht typspezifische Hartwasserformen darstellen, von A nach B herabgestuft.

Durch die neuen Probenahmen konnten weitere neun Taxa in die Bewertung aufgenommen werden. Ebenso wie für die Bewertung der silikatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge wurden auch hier mehrere Gattungen aus der Bewertung herausgenommen, da die darin enthaltenen Arten unterschiedliche ökologische Ansprüche haben. *Phormidium autumnale* wurde aus der Bewertung ausgeschlossen, da es sich hierbei um eine Sammelart mit divergierenden ökologischen Ansprüchen handelt (s.o.).

Im bisherigen Verfahren wird das Vorkommen von *Cladophora glomerata* negativ interpretiert. Diese Sichtweise wurde nun revidiert. *Cladophora glomerata* ist eine sehr verbreitete alkalibionte, für Karbonatgewässer typische Art. Sie war durchgängig auch an Standorten zu

finden, die von den zuständigen Behörden vorab als gut oder sehr gut eingeschätzt worden waren. Massenhaftes Vorkommen von *Cladophora glomerata* dagegen weist auf höhere Trophie hin. Daher wird *Cladophora glomerata* bei einem Vorkommen mit einer Häufigkeit kleiner 5 in die Taxagruppe B eingestuft. Bei massenhaftem Vorkommen (Häufigkeit 5) wird die selbe Art in Gruppe C eingestuft. Dieselbe Unterscheidung wird für *Cladophora rivularis* getroffen.

Betrachtet man das ganze Spektrum der Beeinträchtigungen des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, so erscheinen mehrere Arten der Gattung *Closterium* bisher zu streng beurteilt. Die Einstufung dieser Arten wurde ebenfalls überarbeitet. Eine Auflistung der indikativen Arten ist im Anhang angegeben (

Tabelle 53). Insgesamt werden für karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge wieder 68 indikative Taxa aufgeführt.

In SCHAUMBURG et al. (2004a) sind für die silikatisch und die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge unterschiedliche Klassengrenzen für die fünf ökologischen Zustandsklassen angegeben. Jetzt werden für alle Typen gleiche Klassengrenzen festgelegt. Neben einer Vereinheitlichung des Verfahrens hat dies außerdem den Vorteil ähnlich großer Klassen. Die Zuordnung der fünf ökologischen Zustandsklassen zu Werten des Bewertungsindex wurde bereits bei den silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge in Tabelle 26 genannt.

Von den 68 Befunden ließen sich 61 bewerten, nur in sieben Fällen waren nicht ausreichend viele indikative Arten gefunden worden. Dies betrifft insbesondere Fließgewässer, die zu den Typen 6 und 10 gehören (Tabelle 99).

Gemäß der Beschreibung von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) umfasst Typ 6 nährstoff- und feinsedimentreiche, vorwiegend sandige Karbonatbäche. Das Vorkommen von Algen kann hier also nicht (im Gegensatz zu den oben besprochenen silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge) durch zu geringe Nährstoffe limitiert sein. Vermutlich spielt das Substrat eine wichtige Rolle. Sand ist für die benthischen Algen schwierig zu besiedeln. Außerdem sind die Fließgewässer in diesem Typ schwebstoffreich. Die mit der Trübung einhergehende Beschattung erschwert die Besiedlung durch benthische Algen.

Typ 10 beinhaltet große Ströme. Diese Standorte konnten in der Regel nur vom Rand aus beprobt werden. Es ist schwierig, auf diese Weise ein umfassendes Bild über die dort vorkommenden Algen zu erhalten. Außerdem kommt erschwerend hinzu, dass an drei Probestellen die Probenahme während einer Hochwassersituation erfolgte.

Bei den gesichert bewerteten Befunden wurde in den meisten Fällen (85 %) dieselbe oder die zur Voreinstufung benachbarte ökologische Zustandsklasse festgestellt. Deutliche Unterschiede in der Bewertung des ökologischen Zustandes traten nur in fünf Fällen auf.

Die Saar bei Fremersdorf (2379) wurde nach der Bewertung mit dem Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales in den guten ökologischen Zustand eingestuft. Von der zuständigen Behörde war die Stelle vorab in den schlechten ökologischen Zustand geschätzt worden. Die Gründe für diese unterschiedliche Bewertung sind unklar.

Vier Probestellen wurden anhand des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales deutlich schlechter bewertet als dies von den zuständigen Behörden vorab angegeben worden war. Dies betrifft zwei Standorte (Große Lauter, 550; Fichtenberger Rot, 10004). An beiden Standorten waren Störzeiger mit hohen Häufigkeiten festgestellt worden. Interessant ist, dass eine andere Probestelle an der Fichtenberger Rot (420), die drei Jahre zuvor beprobt wurde, auch hinsichtlich des Phytobenthos einen sehr guten ökologischen Zustand aufweist. Die Gründe für die unterschiedliche Bewertung dieser beiden Probestellen müssen geklärt werden.

Somit können mit Hilfe des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales auch die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge sicher bewertet werden.

5.2.3.3 Karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland (NT_karb)

Wie oben bereits dargelegt, sind in SCHAUMBURG et al. (2004a) die karbonatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland zu einer Gruppe zusammengefasst und einheitlich bewertet worden. Da nun die Ökoregionen differenziert betrachtet werden, musste die dort erarbeitete Einstufung der indikativen Taxa überarbeitet werden. Dabei ergaben sich wichtige Veränderungen.

Mit 25 Taxa wurden hier deutlich mehr neue Taxa als bei den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges in die Liste der Indikatorarten aufgenommen. Elf Taxa, die bisher als indikative Arten für karbonatisch geprägte Fließgewässer aufgeführt werden, wurden jetzt aus der Indikationsliste herausgenommen. Dies betrifft Arten wie *Aphanocapsa fonticola* und *A. rivularis*, *Chamaesiphon polymorphus* und *Homoeothrix crustacea*, die gemäß den Literaturangaben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Gebirge haben. Einige andere Taxa werden weiterhin in der Indikationsliste für karbonatisch geprägte Fließgewässer belassen, obwohl sie in den hier vorgestellten Untersuchungen im Norddeutschen Tiefland nicht nachgewiesen werden konnten. Diese Taxa können dort aber durchaus vorkommen. Wie auch in den anderen beiden Fließgewässergruppen werden bei drei Taxa Häufigkeitsklassen für die Bewertung unterschieden. Insgesamt können nun 74 Taxa für die Bewertung des ökologischen Zustandes genutzt werden. Eine Auflistung der indikativen Arten ist im Anhang (

Tabelle 53) angegeben.

Die Grenzwerte für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklassen wurden genauso gesetzt wie für die Bewertung der silikatisch geprägten Fließgewässer bereits dargestellt (Tabelle 26). Es ergeben sich damit die Bewertungen in Tabelle 99.

Von den insgesamt vorliegenden 75 Befunden ließen sich mit der hier vorgestellten Methode 56 Befunde bewerten, in 19 Fällen waren keine ausreichende Anzahl indikativer Arten gefunden worden, um eine gesicherte Bewertung zu erreichen. Damit ist etwa ein Viertel der im Norddeutschen Tiefland erhobenen Befunde nicht zu bewerten.

Der Anteil der nicht bewertbaren Befunde ist bei den sandgeprägten Tieflandbächen (Typ 14.k) besonders hoch. Das sandige Substrat ist offenbar für eine Besiedlung nicht geeignet. In Kapitel 5.2.3.5 ist ausgeführt, dass von Sand entnommene Unterproben in vielen Fällen keine nachweisbaren Algen enthielten (Abbildung 16). Auch in den organisch geprägten basenreichen Bächen und Flüssen (Typen 11.r und 12.r) ist das Substrat vermutlich eine Ursache für geringen Algenbewuchs. In den Niedrigungsgewässern (Typ 19) und in den Strömen (Typ 20) konnten viele Probestellen nur vom Rand her beprobt werden. Dies macht es schwierig, ein umfassendes Bild vom Algenbewuchs zu erhalten.

Zwei Befunde von einer Probestelle (Dahme, 2430) wurden deutlich besser bewertet. Vermutlich aufgrund der Verbauung des Bachbettes war diese Probestelle von den zuständigen Behörden in den schlechten ökologischen Zustand eingestuft worden. Gerade diese Verbauung bot aber den benthischen Algen ein geeignetes Substrat. Damit zeigen die Algen mehr den trophischen und den saprobiellen Zustand des fließenden Wassers an. Zur Indikation der Strukturgüte sind die Phytobenthosalgen nicht geeignet. Hier müssen andere Module oder Biokomponenten herangezogen werden.

Bei vier Befunden wurde über das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales ein deutlich schlechterer ökologischer Zustand festgestellt, als von den zuständigen Behörden vorab geschätzt worden war. Wie in SCHAUMBURG et al. (2004a) bereits beschrieben, unterscheidet sich der Eltingmühlenbach (791) von den anderen Fließgewässern. Er lässt sich mit der hier vorgestellten Methode nicht adäquat bewerten.

Für die Abgrenzung einzelner Typen wären weitere Untersuchungen an karbonatisch geprägten sowie an basenreichen organisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland wünschenswert. In den meisten Fällen konnte aber über das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales eine Bewertung des ökologischen Zustandes sicher erfolgen.

5.2.3.4 Silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland (NT_sil/org)

Im bisherigen Verfahren waren bereits 35 Taxa als indikative Arten für die organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland bestimmt worden. Deren Einstufung musste nur in wenigen Fällen verändert werden. Durch die neuen Probenahmen können weitere 11 Taxa für die Bewertung herangezogen werden. Wie auch in den anderen Fließgewässertypen wurden mehrere Gattungen und die Sammelart *Phormidium autumnale* aus der Indikationsliste herausgenommen. Somit stehen für eine Bewertung des ökologischen Zustands bei organisch oder silikatisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland nun 41 Taxa zur Verfügung (

Tabelle 53).

Die Grenzwerte für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklassen wurden ebenso gesetzt wie für die Bewertung der silikatisch geprägten Fließgewässer im Mittelgebirge bereits dargestellt. Mit den in diesen Klassengrenzen (Tabelle 26) werden die Befunde wie in Tabelle 99 bewertet.

Von den 20 Befunden in dieser Fließgewässergruppe konnten 15 gesichert bewertet werden. Der Anteil nicht sicher zu bewertenden Befunde ist damit mit 25 % ebenso hoch wie bei den karbonatisch geprägten oder den basenreichen organisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. Dafür kann es verschiedene Erklärungen geben. Die Anzahl der Indikatorarten ist in dieser Fließgewässergruppe noch recht gering. Ob dies an der geringen Anzahl an den untersuchten Probestellen liegt oder ob in diesen Fließgewässern wirklich nur so wenige Arten vorkommen, muss durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Verglichen mit der vorab getroffenen Einschätzung des ökologischen Zustandes der Probestellen durch die zuständigen Behörden zeigte das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales auch in dieser Fließgewässergruppe meistens (60 %) jeweils dieselbe oder die benachbarte Zustandsklasse an. Drei Standorte aber werden aus Sicht der Algenbefunde deutlich schlechter eingestuft. Dabei fallen saisonale Schwankungen auf (z.B. an der Wümme in Lauenbrück, 1103, und an der Örtze, 1039). Sie wurden bereits in SCHAUMBURG et al. (2004a) ausführlich diskutiert.

Außerdem sind in dieser Fließgewässergruppe mehrere Typen zusammengefasst, die hinsichtlich des Algenvorkommens nicht homogen sind. Die Bewertung für die silikatisch geprägten Fließgewässer scheint zunächst möglich zu sein. In Anbetracht der Unterschiede ist jedoch Vorsicht bei ihrer Interpretation angebracht. Weitere Untersuchungen an silikatisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland sind notwendig.

5.2.3.5 Vereinfachung der Methode

Das in SCHAUMBURG et al. (2004a) vorgestellte Verfahren zur Bewertung eines Fließgewässers mit Hilfe des Phytobenthos ohne Diatomeen ist, wenn es vollständig durchgeführt wird, sehr aufwändig. Aus diesem Grund sollte ein Vorschlag zur Vereinfachung des Verfahrens erarbeitet werden. Dazu wurden die einzelnen Schritte der Anwendung analysiert.

Probenahme

Etwa drei bis vier Standorte konnten je nach Anfahrtsweg pro Tag bearbeitet werden. Die Probenahme am Standort dauerte etwa 30 bis 60 Minuten. Die unmittelbar für die Probenahme benötigte Zeit wird sich ohne Qualitätsverlust kaum reduzieren lassen, sofern eine umfassende und repräsentative Beprobung des Phytobenthos angestrebt ist.

Je nach Substratvielfalt an den Standorten wurden an jedem Standort bis zu 12 Proben (Unterbefunde) genommen. Im Durchschnitt wurden jeweils sechs Unterbefunde an den Probestellen im Mittelgebirge und fünf Unterbefunde an den Probestellen im Norddeutschen Tiefland entnommen. Dabei wurden im Mittelgebirge pro Probestelle durchschnittlich vier Unterbefunde von steinigem Substrat, ein bis zwei Unterbefunde von pflanzlichem Material und manchmal ein Unterbefund von Feinsubstrat genommen. Im Norddeutschen Tiefland wurden pro Probestelle durchschnittlich zwei Unterbefunde von steinigem Substrat, zwei Unterbefunde von pflanzlichem Substrat und ein Unterbefund von Feinsubstrat genommen. Damit überwiegen im

Mittelgebirge die steinigen Substrate, während im Norddeutschen Tiefland mehr pflanzliche Substrate und Feinsubstrate beprobt wurden.

Für eine repräsentative Beprobung des Standortes erscheint es problematisch, die Zahl der Unterbefunde zu reduzieren. Durch eine zu starke Reduktion der Unterbefunde kann die genaue Bestimmung der Taxa ebenso wie eine zuverlässige Schätzung der Abundanzen nicht mehr gewährleistet werden. Andererseits ist die Analyse der verschiedenen Substrate sehr zeitaufwändig, und es stellt sich die Frage, welche Substrate sich für eine Probenahme des Phytobenthos besonders eignen.

Insgesamt wurden für die Entwicklung des Verfahrens 310 Probenahmen durchgeführt. Algenmaterial war fast immer zu finden. Nur bei 5 von 310 Probenahmen konnte keinerlei bestimmbarer Algenbewuchs festgestellt werden. Insgesamt waren 1506 Unterproben entnommen und analysiert worden. Nur in 9 % von ihnen war kein bestimmbarer Algenbewuchs festzustellen.

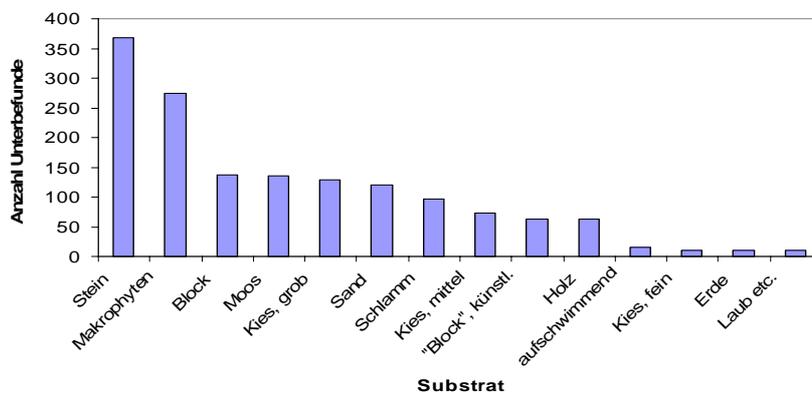


Abbildung 15: Anzahl der entnommenen Unterproben pro Substrat im Gesamtdatensatz

Abbildung 15 zeigt, dass in beiden Projekten vor allem Steine und Makrophyten beprobt wurden. In größerer Zahl vertreten sind andere steinige Substrate, wie Block oder Kies von grober und mittlerer Korngröße. Auch Moos, Sand und Schlamm wurden häufiger beprobt, andere Substrate dagegen nur selten.

Die Anteile der Unterbefunde für die beprobten Substrate, in denen kein bestimmbares Algenmaterial festgestellt werden konnte, liegen für Stein, natürlichen und künstlichen Block, Moos, Kies von grober und mittlerer Korngröße, Holz, Erde und aufschwimmendes Material unter 10 %. Eine Beprobung dieser Substrate ist für das Phytobenthos daher fundamental. Ein geringfügig erhöhter Anteil an „Fehlproben“ ist für Makrophyten festzustellen (12 %). Da diese aber in den Gewässern ein hauptsächlich verbreitetes Substrat stellen, muss dies in Kauf genommen werden. Differenziert betrachtet werden muss die Probenahme für Schlamm und feinen Kies. Während Schlamm für viele Arten (z.B. *Vaucheria*) ein wichtiges Substrat darstellt und daher auch beprobt werden sollte, erscheint eine Probenahme bei feinem Kies problematischer. Sand wurde im Projekt wenig erfolgreich beprobt. Für Algen ist dieser sicherlich schwer zu besiedeln, da er keinen festen Untergrund bietet und ständig umgelagert wird. Um die vorkommenden Arten genauer bestimmen zu können, ist es notwendig, die im Sand ruhenden Dauerstadien der Algen zu aktivieren und dann mikroskopisch zu analysieren. Dafür sind allerdings besondere Ansätze in Nährmedien nötig, was über die aktuelle Zielsetzung des Projektes, einer Beurteilung nach der Wasserrahmenrichtlinie, weit hinausgeht.

In Abbildung 16 sind die Substrate zu Klassen zusammengefasst. Diese umfassen steinige Substrate (Block, „Block“- künstliches Substrat, Stein, Grob-, Mittel- und Feinkies), pflanzliche Substrate (Moos und Makrophyten), Feinsubstrate (Sand, Schlamm) aufschwimmende Formen und sonstige Substrate (Holz etc.).

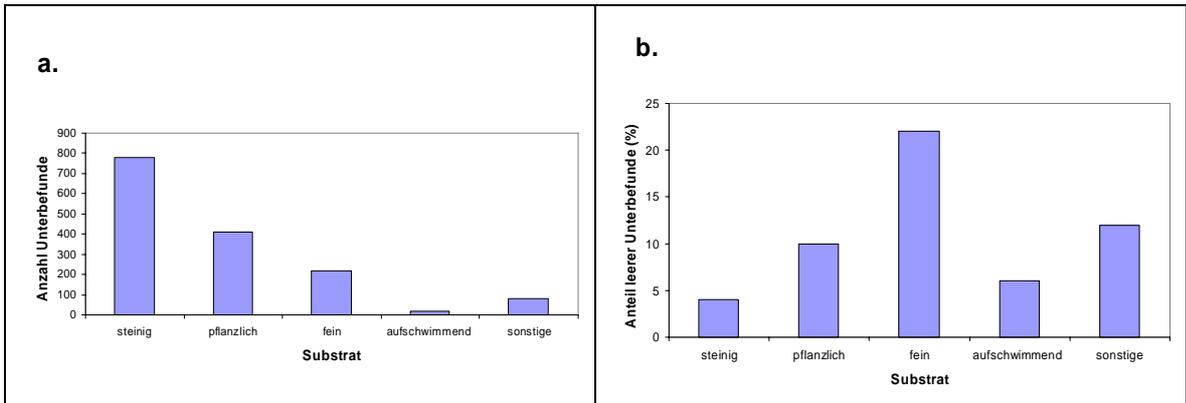


Abbildung 16: Anzahl der Unterbefunde pro Substratklasse (a.) und Anteile „leerer“ Unterbefunde pro Substratklasse (b.)

Diese Graphiken verdeutlichen nochmals, dass steiniges Substrat den Hauptanteil der analysierten Phytobenthosproben stellt (Abbildung 16). Mit nur 4 % Anteil „leerer“ Befunde sind diese Substrate auch sehr lohnend. Pflanzliche Substrate wurden etwa halb so oft beprobt. 10 % dieser Befunde waren leer. Nur wenige Proben bestanden aus aufschwimmendem Material. Diese waren aber meist lohnend, denn nur in 6 % der Unterbefunde konnte kein bestimmbares Material festgestellt werden. Recht häufig wurden Proben von Feinmaterial (Sand, Schlamm) genommen. Allerdings ist bei dieser Substratklasse mit 22 % der Anteil der Unterbefunde, die nicht ausgewertet werden konnten, besonders groß.

Mikroskopische Analyse

Beschränkung des Arbeitsaufwandes

Für die mikroskopische Analyse der entnommenen Unterproben wurde sehr viel Arbeitszeit investiert. Daher war unbedingt zu klären, wie dieser Zeitaufwand sinnvoll reduziert werden kann, ohne einen zu großen Qualitätsverlust in Kauf zu nehmen. Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurde daher der Zeitaufwand für jeden Schritt der mikroskopischen Analyse protokolliert.

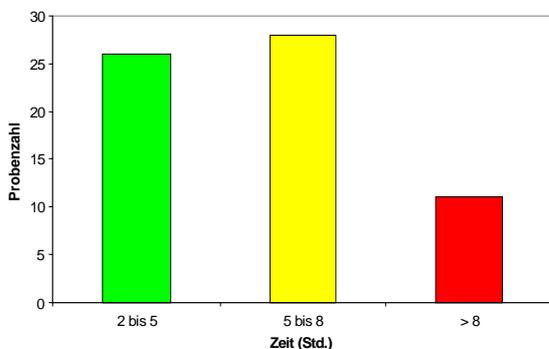


Abbildung 17: Anzahl der Proben mit einem Zeitaufwand von 2 bis 5, 5 bis 8 und mehr als 8 Stunden für die Analyse eines Gesamtbefundes

Die Analyse eines Gesamtbefundes dauerte von 1,5 bis über 16 Stunden. Nur bei 40 % der Gesamtbefunde konnte die im voraus kalkulierte Bearbeitungszeit von maximal 5 Stunden eingehalten werden (grün markiert) (Abbildung 17). Bei 43 % der Befunde wurde ein erhöhter Aufwand von bis zu 8 Stunden benötigt (gelb), und in 17 % der Befunde wurde nochmals erheblich mehr Zeit investiert (rot).

Ein Faktor, der die Bearbeitungszeit beeinflusst, ist die Anzahl der zu bearbeitenden Deckgläschen für jeden Unterbefund. In SCHAUMBURG et al. (2004a) wird nach den Empfehlungen von ROTT et al. (1999) eine Bearbeitung von 10 Deckgläschen pro Unterbefund angegeben. Dies erwies sich nicht für alle Substrate als notwendig (Abbildung 18). Bei steinigem Substrat wurden häufiger 5 und mehr Deckgläschen bearbeitet. Dies gilt vor allem für natürliche Steine, die offenbar einer Vielzahl von Algen Anheftungsmöglichkeiten bieten. Dagegen konnten Proben von natürlichen und künstlichen Gesteinsblöcken fast immer mit einer geringeren Zahl von Deckgläschen bearbeitet werden. Um die Artenvielfalt in Quetschpräparaten von Moosen und Makrophyten zu erfassen, war es häufig notwendig, viele Deckgläschen durchzusehen. Dagegen konnten Feinsubstrate und aufschwimmendes Material mit geringerem Aufwand bestimmt werden.

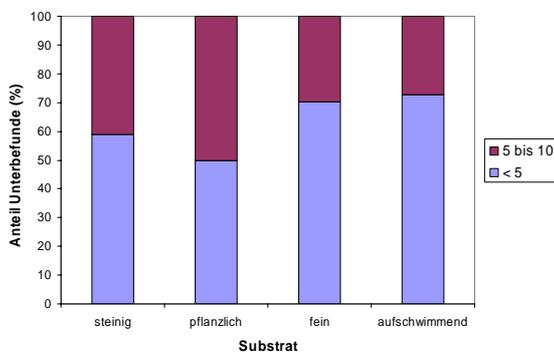


Abbildung 18: Anteile von Unterbefunden, bei denen weniger als 5 Deckgläschen bzw. 5 bis 10 Deckgläschen bearbeitet wurden

Um Zeit bei der Bearbeitung zu sparen, gilt daher die Empfehlung, Proben von Block, Kies, Sand und Schlamm sowie aufschwimmendes Material mit maximal 5 Deckgläschen zu bearbeiten. Eine höhere Anzahl von Deckgläschen ist eventuell für Steine, Moos und Makrophyten notwendig.

In Abbildung 19 wird für die Substratklassen der Zeitaufwand dargestellt, der für die Bestimmung eines Unterbefundes betrieben werden musste. Vor allem für die Bestimmung steiniger Substrate musste viel Arbeitszeit aufgewandt werden. Hier kommt neben der Untersuchung im Mikroskop auch die unter dem Binokular zum Einsatz, um die Vielfalt der Beläge zu präparieren. Meist wurde mehr als eine Stunde in die Bearbeitung eines Unterbefundes investiert. Proben von pflanzlichen Substraten konnten meist innerhalb einer Stunde ausgewertet werden. Zwar entfiel hier die aufwändige Präparation, dafür waren relativ viele Taxa im Material enthalten. Eine Analyse vieler Deckgläschen schien deshalb erforderlich, um die Artenvielfalt ausreichend zu erfassen. Relativ schnell wurde Feinsubstrate und aufschwimmende Formen bearbeitet.

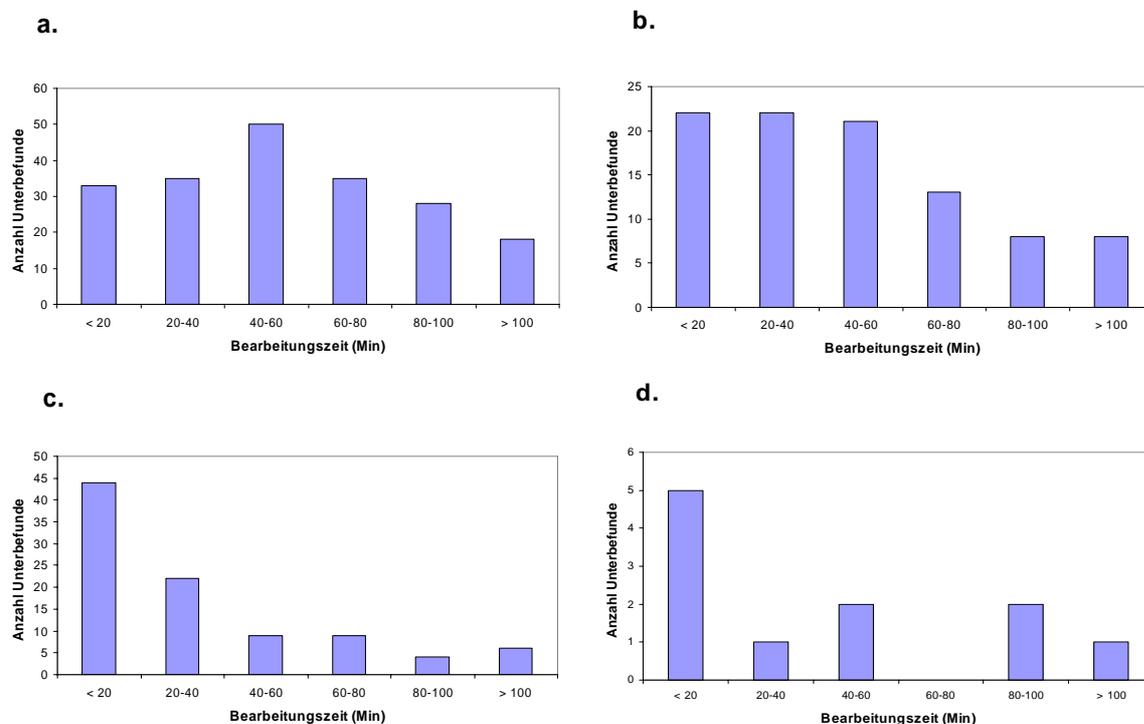


Abbildung 19: Anzahlen der Unterbefunde mit Angabe der unterschiedlichen Bearbeitungszeiten für die verschiedenen Substratklassen, a. steiniges Substrat (n=199), b. pflanzliches Substrat (n=94), c. Feinsubstrat (n=94), d. aufschwimmendes Material (n= 12)

Korreliert man die Anzahl der Taxa auf steinigem Substrat mit der Bearbeitungszeit (Abbildung 20a), so zeigt sich, dass nach ca. 90 Minuten Bearbeitungszeit ein Großteil der Arten erfasst werden konnte. Dies gilt auch, wenn nur der Anteil der benthischen Taxa in den Befunden betrachtet wird (Abbildung 20 b). Die gleiche Korrelation bei pflanzlichem Substrat zeigt, dass ein Großteil der Taxa in den Proben nach ca. 60 Minuten Bearbeitungszeit erfasst wurde (Abbildung 21a und b). Wie oben bereits beschrieben, liegt die Bearbeitungszeit für die anderen Substrate bei ca. 30 Minuten pro Unterbefund. Daher lässt sich als Empfehlung die Begrenzung der Bearbeitungszeit von maximal 90 Minuten für steiniges Substrat, 60 Minuten für pflanzliches Substrat und 30 Minuten für die restlichen Substrattypen ableiten.

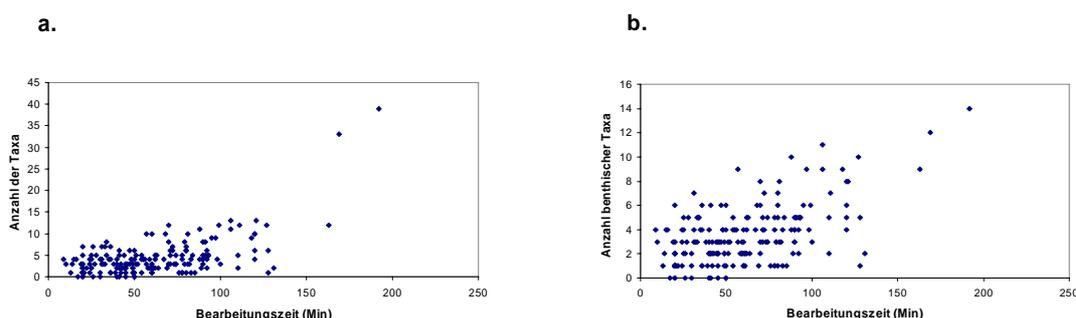


Abbildung 20: Anzahl der Taxa über Bearbeitungszeit für steiniges Substrat (A) und Anzahl der benthischen Taxa über Bearbeitungszeit für steiniges Substrat (B)

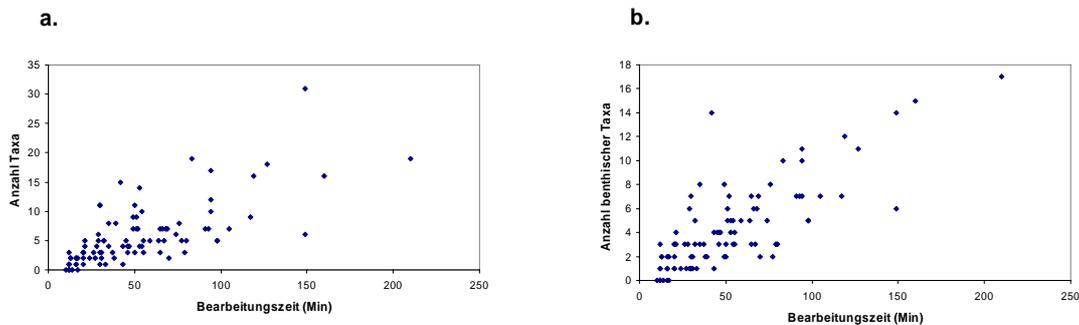


Abbildung 21: Anzahl der Taxa über Bearbeitungszeit für pflanzliches Substrat (A) und Anzahl der benthischen Taxa über Bearbeitungszeit für pflanzliches Substrat (B)

Wenn eine Bearbeitungszeit von 4 Stunden pro Gesamtbefund eingehalten werden soll, so können in dieser Zeit zum Beispiel zwei Steine und eine pflanzliche Mischprobe analysiert werden. Es ist fraglich, ob diese Anzahl an Unterproben für eine sichere Bewertung ausreicht. Auswertungen zeigten, dass nur etwa die Hälfte der Befunde, die nur ein bis vier Unterproben umfassten, bewertet werden konnten (Foerster, pers. Mitt.).

Die hier vorgestellten Analysen beziehen sich auf den Nachweis von bestimmbarem Algenbewuchs allgemein. Da sich das Verfahren noch in der Entwicklungsphase befindet, wurden bei der mikroskopischen Analyse alle Arten beachtet und nicht nur die bereits bekannten Indikatorarten. Nur so konnten weitere Indikatoren erkannt werden. Eine Beschränkung der mikroskopischen Analyse auf die Bestimmung der Indikatorarten wird eine erhebliche Zeitersparnis mit sich bringen. Sie ist aber erst sinnvoll, wenn die Organismengruppe des Phytobenthos und das Verfahren mehr Eingang in die Routine gefunden und sich die Kenntnis der Indikatorarten vertieft hat.

Reduktion der taxonomischen Genauigkeit

Während der Projekte zur Verfahrensentwicklung wurden die entnommenen Proben mit großer Genauigkeit untersucht. Alle auftretenden Taxa sollten so genau wie möglich bestimmt werden. Obwohl dafür in einigen Fällen viel Zeit erforderlich ist, ist von einer Reduktion der Genauigkeit durch Bestimmungen nur bis zum Gattungsniveau auf jeden Fall abzuraten. Sehr oft beinhalten die Gattungen mehrere Arten ganz unterschiedlicher ökologischer Ansprüche. Oft sind verschiedene Arten einer Gattung für jeweils unterschiedliche Fließgewässertypen als charakteristisch anzusehen. Eine Reduktion des für die mikroskopische Analyse benötigten Zeitaufwandes würde in diesem Fall zu einem unverhältnismäßig hohen Informations- und damit Qualitätsverlust führen.

Reduktion der mikroskopischen Analyse auf die makroskopisch sichtbar auftretenden Taxa

Neben den makroskopisch auffälligen Arten waren an den untersuchten Probestellen oft sehr viele Taxa nachzuweisen, die dort aber nur mit geringer Häufigkeit auftraten. So wurden 60 Taxa in beiden Projekten immer nur mit der geringsten Häufigkeitsstufe nachgewiesen. Ein mikroskopisch massenhaftes bzw. makroskopisch seltenes Vorkommen bis zu einem makroskopisch massenhaften Vorkommen (Stufen 3 bis 5 der Häufigkeitsschätzungen) erreichten in den analysierten Proben nur 84 Taxa.

Der benötigte Zeitaufwand für die mikroskopische Analyse würde sich sicherlich erheblich reduzieren, wenn nur auffällige und häufig auftretenden Arten bestimmt werden. Da andererseits gerade unter den mikrophytischen Arten viele gute und aussagekräftige Indikatoren zu finden

sind, muss geprüft werden, wie groß der Informationsverlust ist, den ein solches Vorgehen mit sich bringt. Daher wurde für alle bearbeiteten Standorte die Bewertung des ökologischen Zustandes ein zweites Mal durchgeführt. Diesmal wurden nur die Taxa beachtet, die mindestens mit Häufigkeit 3 gefunden worden waren.

Durch die Reduktion der nun in die Bewertung eingehenden Taxa konnten jetzt deutlich weniger Befunde gesichert bewertet werden. Dabei waren aber Unterschiede zwischen den einzelnen Fließgewässertypen zu verzeichnen. Bei den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges war der Informationsverlust am geringsten. Hier konnten immerhin noch 75 % aller Befunde gesichert bewertet werden, wenn die Bewertung nur auf den auffälligen Arten beruhte. Gegenüber einer Bewertung mit allen Arten, bei der 10 % der Befunde nicht gesichert bewertet werden konnten, ist dies eine vergleichsweise geringe Zunahme der Unsicherheiten. Dagegen steigt bei den silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge der Anteil der nicht sicher bewertbaren Befunde von 15 % auf 38 % an. Damit führen in diesem Fließgewässertyp immer noch etwas mehr als 60 % der Probenahmen zu einer aussagekräftigen Bewertung, wenn nur die auffälligen Taxa herangezogen werden. Kritischer ist die Lage dagegen im Norddeutschen Tiefland. Dort sind bei den karbonatisch geprägten Fließgewässern weniger als 50 % der Probenahmen für eine sichere Bewertung zu verwenden, wenn nur die häufig auftretenden Taxa beachtet werden. Bei den silikatisch oder organisch geprägten Fließgewässern ist das Verhältnis sogar noch schlechter: hier sind nur noch 20 % der Befunde zu bewerten, wenn die mit geringen Häufigkeiten auftretenden Taxa aus der Bewertung ausgeschlossen werden (Abbildung 22).

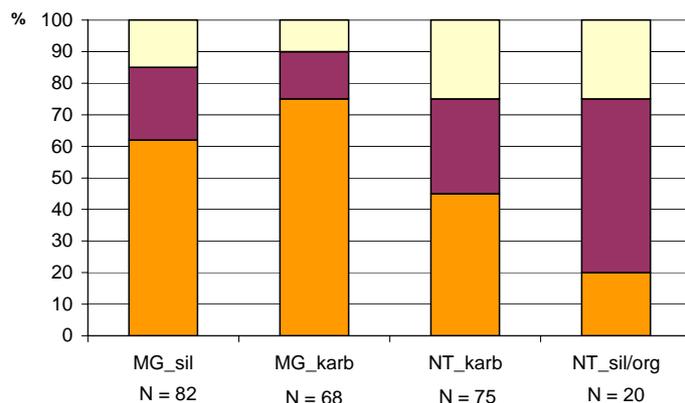


Abbildung 22: Prozent gesicherte Bewertungen im Vergleich von Vollanalyse zu reduzierter Analyse
Orange: Anteil gesicherte Bewertungen bei reduzierter Analyse, Summe aus rot und orange: Anteil gesicherter Bewertungen bei Vollanalyse, gelb: ungesicherte Bewertungen bei Vollanalyse.

In den Fällen, in denen eine gesicherte Bewertung allein anhand der häufig auftretenden Taxa möglich war, wurde meist eine sehr ähnliche Einstufung erreicht wie bei der Bewertung mithilfe aller indikativen Taxa. In der Regel wurde dieselbe oder die benachbarte Zustandsklasse in der Beurteilung erreicht. Nur ein einziges Mal wurde eine Probestelle bei der Reduktion der Bewertung auf die auffälligen Arten deutlich schlechter bewertet.

Die hier versuchsweise durchgeführte Reduktion bezieht sich nicht auf die Probenahme. Diese muss ebenso umfassend ausgeführt werden wie in der bisher gültigen Handlungsanweisung beschrieben. Die Unterproben sind so zu entnehmen, dass die Substratvielfalt des Standortes gut dokumentiert ist. Auch müssen alle Proben mikroskopiert werden. Die Zeitersparnis ergibt sich daraus, dass nur die häufig auftretenden Taxa bestimmt werden.

Eine solche Reduktion des Arbeitsaufwandes kann abhängig von der Fragestellung der Untersuchung in einigen Fließgewässertypen vertreten werden. Wenig praktikabel scheint sie für das Norddeutsche Tiefland.

Bestimmungshilfen

Das Hauptproblem bei der mikroskopischen Analyse ist, dass es bisher kein umfassendes Bestimmungswerk für die heterogene und taxonomisch schwierige Gruppe der benthischen Algen gibt. Es existiert nicht einmal eine Check-Liste der benthischen Algen für Deutschland, mit der die gefundenen Taxa abgeglichen werden können. Daher steckt ein Großteil der Arbeit in der Zusammenstellung relevanter Literatur. Dies betrifft nicht nur die Taxonomie, sondern auch die Autökologie.

Eine sinnvolle Investition für effizientes Arbeiten mit benthischen Algen wäre daher die Erstellung einer Übersicht über die hier nachgewiesenen Taxa, die eine Bilddokumentation und Informationen zur Bestimmung und Artabgrenzung ebenso enthält wie Angaben zur Verbreitung und Autökologie.

Auswertung

Die Berechnung des für die Bewertung nötigen Indexwertes erfordert nicht viel Zeit. Mit der Entwicklung des DV-Tools wird sich dieser Arbeitsaufwand weiter reduzieren lassen.

5.2.3.6 Zusammenfassung und Diskussion

Eine Probenahme dauert im Gelände zwischen 30 und 60 Minuten. Die Anfahrtszeit muss zusätzlich einberechnet werden.

Eine repräsentative Probenahme dokumentiert die Substratverteilung und -vielfalt am Standort. In den beiden Phytobenthos-Projekten wurden im Durchschnitt pro Standort sechs Unterbefunde im Mittelgebirge und fünf Unterbefunde im Norddeutschen Tiefland genommen. Dabei wurden im Mittelgebirge pro Probestelle durchschnittlich vier Unterbefunde von steinigem Substrat, ein bis zwei Unterbefunde von pflanzlichem Material und manchmal ein Unterbefund von Feinsubstrat genommen. Im Norddeutschen Tiefland wurden pro Probestelle durchschnittlich zwei Unterbefunde von steinigem Substrat, zwei Unterbefunde von pflanzlichem Substrat und ein Unterbefund von Feinsubstrat genommen. Dabei konnte ein Algenbewuchs generell auf fast jedem Substrat festgestellt werden. Allerdings sind für eine Analyse des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales steinige Substrate mit Abstand die geeignetsten. Pflanzliches Substrat wird von benthischen Algen weniger häufig besiedelt. Dieses Substrat ist aber an den Standorten verbreitet und beherbergt metaphytische Arten, die für eine Indikation herangezogen werden sollten. Daher muss pflanzliches Material in eine Analyse am Standort einbezogen werden. Auffälliges aufschwimmendes Material sollte in jedem Fall genommen werden. Sand, Feinkies und Schlamm sollten nur bei makroskopisch auffälligem Bewuchs beprobt werden.

Die Dauer der mikroskopische Analyse wird durch mehrere Faktoren beeinflusst. Neben der Anzahl der zu untersuchende Unterproben muss die Anzahl der zu analysierenden Deckgläschen betrachtet werden. In SCHAUMBURG et al. 2004a wird eine Bearbeitung von 10 Deckgläschen pro Unterbefund angegeben. Dies hat sich im Laufe des Projekts nicht immer als notwendig erwiesen. Insbesondere Proben von Feinsubstrat, Gesteinsblöcken und von aufschwimmendem Material ließen sich mit der Analyse von maximal fünf Deckgläschen adäquat erfassen. Eine höhere

Anzahl (fünf bis zehn Deckgläschen) waren für die Analyse der natürlichen Steine und von pflanzlichem Material notwendig. Ein entsprechend hoher Zeitaufwand wurde daher für die Analyse von steinigem und pflanzlichem Material festgestellt. Eine Begrenzung des Analyseaufwandes auf 90 Minuten für steinigem Material, auf 60 Minuten für pflanzliches Material und auf 30 Minuten die restlichen Substrate erscheint auch für eine vollständige Analyse, wie sie im vorliegenden Projekt durchgeführt wurde, vertretbar. Insgesamt liegt der Zeitaufwand für eine vollständige mikroskopische Analyse im Mittelgebirge bei etwa acht Stunden pro Standort und bei fünf bis sechs Stunden im Norddeutschen Tiefland. Mit dieser Form der vollständigen Analyse sind 10 bis 25 % der Probestellen nicht sicher zu bewerten (Kapitel 5.2.3).

Muss der durchschnittliche finanzielle Betrag für die Analyse einer Phytobenthosprobe beschränkt werden, kann nur durch Minderung des Aufwandes der mikroskopischen Analyse entscheidend Einfluss auf die Bearbeitungszeit genommen werden:

Die Dauer der Probenahme im Gelände lässt sich nicht reduzieren, ohne eine repräsentative Probenahme zu gefährden.

Die Anzahl der entnommenen Unterbefunde wird bestimmt durch die am Standort auffälligen Wuchsformen und Beläge sowie durch die Substratvielfalt am Standort. Eine Beschränkung auf eine geringere Anzahl von Unterbefunden gefährdet die repräsentative Dokumentation. So zeigte sich, dass bei einer Entnahme von vier oder weniger Unterbefunden die Bewertung sehr oft nicht gesichert erfolgen konnte.

Mit dem befolgten „Multi-Habitat-Sampling“-Prinzip können die am Standort vorkommenden Algen umfassend erfasst werden. Die Reduktion der Probenahme auf nur einen Substrattyp (z.B. Steine), wie beim „single habitat sampling“-Prinzip vorgeschrieben, hat zur Folge, dass eine Reihe von Indikatorarten nicht erfasst werden können. So kommen ca. ein Drittel aller genannten Indikatorarten nicht vorwiegend auf steinigem Substrat vor. Dies betrifft Taxa aus den unterschiedlichsten Klassen (Nostoco-, Bangio-/ Florideo-, Tribo-, Chloro-, Ulvo- und Charophyceae). Die in Betracht kommenden Taxa sind in die unterschiedlichsten Bewertungskategorien eingestuft.

Wie POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) ausführen, unterscheiden sich die Fließgewässertypen auch hinsichtlich der vorhandenen Substrate deutlich voneinander. Eine Beschränkung der Probenahme auf steiniges Substrat wäre daher nur in einigen Fließgewässertypen möglich. Daraus ergeben sich Probleme bei der Vergleichbarkeit der Ergebnisse für die verschiedenen Fließgewässertypen. Aus diesen Gründen erscheint zur Zeit eine umfassende Probenahme nach dem „Multi-Habitat-Sampling“-Prinzip geboten. Die Anzahl der entnommenen Unterbefunde sollte nicht reduziert werden.

Von einer Reduktion der taxonomischen Genauigkeit im Zuge der mikroskopischen Analyse ist auf jeden Fall abzuraten, da sie zu einem unverhältnismäßig hohen Informations- und damit Qualitätsverlust führt.

Auch eine Reduktion der Bestimmung auf die zur Zeit aufgeführten Indikatorarten erscheint zur Zeit nicht sinnvoll, da mit dem aktuellen Stand der Arbeiten wahrscheinlich noch nicht alle relevanten Indikatorarten für die unterschiedlichen Fließgewässertypen erfasst sind. Eine Vervollständigung der Liste der Indikatorarten anhand von Literaturdaten ist nicht möglich. Eine Verbesserung des Verfahrens kann daher nur erfolgen, indem in weiteren Untersuchungen auch die Arten erfasst werden, die bisher noch nicht als Indikatorarten geführt werden.

Eine Reduktion des Arbeitsaufwandes bei der mikroskopischen Analyse ist jedoch in mehrerlei Hinsicht denkbar. Eine entscheidende Reduktion des Arbeitsaufwandes könnte sich aus einer Beschränkung auf die Bestimmung der massenhaft auftretenden Arten ergeben. Der für eine solche Analyse nötige Zeitaufwand kann zur Zeit nur grob geschätzt werden. Setzt man eine Bearbeitungszeit von ca. 60 Min. für steiniges Substrat, ca. 30 Min. für pflanzliches Substrat und ca. 15 Min. für Feinsubstrat an, so kommt man auf eine Arbeitszeit von 5 h für eine Probestelle im Mittelgebirge und 3 h für eine Probestelle im Norddeutschen Tiefland. Dabei ist allerdings zu beachten, dass damit der Anteil der nicht sicher bewertbaren Befunde teilweise gravierend ansteigt. So können bei einer Reduktion auf die Bestimmung der massenhaft auftretenden Arten im Mittelgebirge 25-38 % aller Befunde und im Norddeutschen Tiefland sogar 55-80 % der Befunde nicht gesichert bewertet werden.

Auf Grund dieser Analysen und Schlussfolgerungen wurde ein Vereinfachtes Verfahren entwickelt, welches in Kapitel 6 (Handlungsanweisung) ausführlich dargestellt ist.

6 Handlungsanweisung

Die hier vorgestellten Bewertungsverfahren wurden anhand einer begrenzten Anzahl von Probestellen im Rahmen eines Untersuchungsprogramms entwickelt und getestet. Dabei wurden Organismen in Indikations-Gruppen eingeteilt. Die entstandenen Listen wurden durch Literaturwissen ergänzt. Diese Artenlisten können Lücken oder Fehler aufweisen, die sich erst im Zuge weiterer Anwendung erkennen lassen. **Eine eventuell notwendige Anpassung der Einteilungen muss unbedingt und ausschließlich an einer zentralen Stelle in Zusammenarbeit mit Spezialisten erfolgen. Idealerweise sollten hierfür die Bearbeiter des Projektes, in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, herangezogen werden.**

6.1 Probenahme und Ermittlung der Makrophyten & Phytobenthos-Biozönose

Die Probenahme wird einmal pro Jahr durchgeführt, im Sommer, zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten. Der Zeitpunkt der idealen Ausprägung der Biozönose ist für jedes Gewässer nach Gegebenheiten vor Ort festzulegen (gewöhnlich Mitte Juni bis Mitte September). Der gesamte benthische Pflanzenaspekt eines Gewässerabschnitts wird untersucht. Die Makrophytenvegetation wird vor Ort kartiert, Diatomeenproben werden genommen und für die Aufbereitung aufbewahrt sowie das Phytobenthos ohne Diatomeen makroskopisch erfasst und Proben für die mikroskopische Analyse entnommen. Gewässertypen, für die noch nicht für jedes Modul ein Bewertungsverfahren entwickelt werden konnte, werden vorerst mit Hilfe der anderen Module bewertet.

Die Lage der Probestelle sollte möglichst genau in topographische Karten der Maßstäbe 1:25 000 bzw. 1:50 000 eingetragen werden, aus denen später die **Rechts- und Hochwerte** der Probestellen ermittelt werden können. Im Optimalfall können die Koordinaten mittels eines GPS-Gerätes direkt abgelesen werden. Dann sollten Anfangs- und Endpunkt des Untersuchungsabschnittes so genau wie möglich festgehalten werden.

Der erste Schritt der Probenahme ist die genaue Bestimmung der Untersuchungsstrecke. Dazu wird das Gewässer vom Ufer aus begutachtet und nach den Kriterien aus dem Kapitel 6.1.1.2, Seite 102, der Abschnitt für die Makrophytenuntersuchung festgelegt. Der Erfassungsbogen zur Strukturgüte wird ausgefüllt. Liegt die Strukturgütekartierung bereits vor, kann dieser Schritt ausgelassen werden. Innerhalb des Makrophytenabschnittes wird ein Bereich zur Phytobenthosprobenahme bestimmt (Kapitel 6.1.3.1, Seite 118). Die Diatomeen-Probestelle wird nach den Kriterien im Kapitel 6.1.2.2, Seite 109 ermittelt.

Die Diatomeenprobenahme findet vor den Begehungen für die Makrophyten- und Phytobenthoskartierung statt, um das Probenmaterial aus einem möglichst ungestörten Bereich entnehmen zu können. Darauf folgend wird das Phytobenthos ohne Diatomeen untersucht, danach die Makrophytenvegetation. Alle Untersuchungen und Probenahmen sind möglichst schonend

durchzuführen, es ist darauf zu achten, die Bestände der anderen Organismengruppen nicht zu zerstören.

Die Dokumentation der Probenahme bzw. Kartierung ist eine wichtige Grundlage für die Auswertung und die Interpretation der Ergebnisse. Die in der Handlungsanweisung vorgestellten Feldprotokolle beinhalten alle für das Verfahren relevanten Informationen. Die Wiederholung der Angaben zur Abiotik auf allen Feldprotokollen sollen sicherstellen, die im Gelände aufgenommenen Originaldaten immer zweifelsfrei zuordnen zu können. Bei Bearbeitung der Teilkomponenten durch verschiedene Spezialisten sind so die enthaltenen Zusatzinformationen zur Probestelle für alle Bearbeiter zugänglich. Wird die Probenahme/Kartierung der gesamten benthischen Flora von einem Bearbeiter vorgenommen, ist das Mehrfachausfüllen nicht nötig. Es kann in diesem Fall auch ein Feldprotokoll verwendet werden, in dem die abiotischen Zusatzinformationen nur einmal erfasst werden

6.1.1 Makrophyten

6.1.1.1 Materialien zur Durchführung der Kartierung

Kursiv: optional

- Topographische Karten 1:25 000 bzw. 1: 50 000
- Kartierprotokolle
- Exemplar der Handlungsanweisung
- *Erhebungsbögen zur Gewässerstruktur* (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000)
- *Anleitung Strukturgütekartierung* (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000)
- Schreibutensilien
- Wathosen
- ausziehbarer Rechen
- Sichtkasten
- Fotoapparat und Filme
- Gefrierbeutel und Verschlüsse
- Kühlbox mit Gefrierakkus
- Briefumschläge/Mooskapseln für Moosproben
- Bestimmungsliteratur (s. u.)
- Handlupe
- (tragbares) Stereomikroskop und Zubehör
- Herbarpresse und Zubehör
- ggf. Sicherheitsausrüstung (z. B. Schwimmweste)

Bestimmungsliteratur (Auswahl)

- CASPER & KRAUSCH (1980, 1981)
- KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990)
- KRAUSCH (1996)
- KRAUSE (1997)
- OBERDORFER (1994)
- ROTHMALER (1994a, 1994b)

- SCHMEIL (1993)

Spezielle Literatur für die Moosbestimmung (Auswahl)

- BERTSCH (1959)
- BURCK (1947)
- DEMARET & CASTAGNE (1964)
- FRAHM & FREY (1992)
- FREY, FRAHM, FISCHER & LOBIN (1995)
- LANDWEHR (1984)
- MÜLLER (1957)
- NEBEL & PHILIPPI (2000)
- NEBEL & PHILIPPI (2001)
- NYHOLM (1986)
- NYHOLM (1993)
- PAUL, MÖNKEMEYER & SCHIFFNER (1931)
- SCHUSTER (1980)
- SMITH (1992)
- WELCH (1960)

6.1.1.2 Festlegung des Kartierabschnittes

Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgt in der **Hauptvegetationsperiode** (Mitte Juni bis Mitte September) auf einem in ökologischer Hinsicht **homogenen** Fließgewässer-Abschnitt. Die Untersuchungsstrecke sollte vor allem einheitliche Verhältnisse bei **Fließgeschwindigkeit**, **Beschattung** und **Sedimentverhältnissen** aufweisen. Innerhalb des Abschnittes sollten keine gravierenden Veränderungen in der **Umlandnutzung** (z. B. Wald/Viehweide) auftreten. Darüber hinaus dürfen **keine Zuflüsse** (z. B. Nebenbäche, Drainagen) im Bereich des Untersuchungsabschnittes in das Fließgewässer münden. Auch bei abrupten Veränderungen in der **Zusammensetzung der Makrophytenvegetation** muss die Untersuchungsfläche begrenzt werden. Bei Probestellen in der Nähe von **Brücken, Wehren o. ä.** muss darauf geachtet werden, dass die Kartierung oberhalb der Verbauung und damit **außerhalb** des direkten Einflussbereichs erfolgt. Die zu untersuchende Abschnittslänge beträgt ca. 100 Meter, bei Bedarf mehr.

6.1.1.3 Hinweise zum Ausfüllen des Kartierprotokolls

Seite 1 des standardisierten **Kartierprotokolls** (Abbildung 24) dient zur Aufnahme allgemeiner Standortfaktoren an der Untersuchungsstelle. Grau unterlegte Felder sind optional, d. h. sie müssen nur bei einer vollständigen Kartierung (s. o.) ausgefüllt werden. Es werden für jede Probestelle neben allgemeinen Angaben charakteristische strukturelle Merkmale wie mittlere Tiefe, Wasserstand und mittlere Breite, optional auch Trübung, aufgenommen. Die Beschattung des gesamten Abschnitts wird mit Hilfe der fünfstufigen Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992) geschätzt. Die Aufnahme der Strömungsbedingungen erfolgt nach dem Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995). Besonderheiten in Färbung und Geruch des Wassers können verbal notiert werden. Die Substratverhältnisse an der Probestelle werden in 5%-Schritten in eine achtstufige Skala eingeordnet (Korngrößenverteilung nach SCHACHTSCHABEL et al. 1992), zusätzlich werden Verbauungen und Fremdsubstrate vermerkt. Falls bei großen Fließgewässern nicht der gesamte Querschnitt

untersucht werden kann, wird festgehalten, ob das ganze Fließgewässer oder nur der Uferbereich untersucht wurden. Pro Probestelle sollten wenigstens zwei Fotografien (z. B. flussauf- und -abwärts) aufgenommen werden. Bemerkungen zu **Besonderheiten** oder Auffälligkeiten an der Probestelle werden zusätzlich festgehalten, ebenso die Länge des Kartierbereiches.

Die im Kartierbereich vorkommenden Makrophyten werden durch **Begehung** des Fließgewässers untersucht, die möglichst **entgegen der Strömungsrichtung** erfolgen sollte. Um die gesamte Breite des Fließgewässers in die Untersuchung einzubeziehen, sollte das Gewässer im Zickzack abgewatet werden. Ein **Sichtkasten** oder eine vergleichbare Sichthilfe sollte dabei unbedingt benutzt werden. Der Einsatz eines Bootes vor allem in tiefen, nicht durchwathbaren Gewässern ist möglich, aber nicht obligatorisch.

Es werden **Armleuchteralgen, Moose sowie Gefäßpflanzen** erfasst, die submers wachsen bzw. zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Die Determination der Arten erfolgt soweit möglich vor Ort, nötigenfalls werden Pflanzenproben entnommen und später bestimmt. Der Transport der Proben erfolgt bei Characeen und Phanerogamen am besten in **beschrifteten** Gefrierbeuteln zusammen mit wenig Wasser, die in Kühlboxen kühl gehalten werden.

Moosproben werden in sogenannte **Mooskapseln** aus Papier aufbewahrt, für die DIN A4-Blätter folgendermaßen gefaltet werden (Abbildung 23): Das untere Drittel des Blattes wird nach oben geklappt (1), danach werden ca. 2 cm rechts und links umgefaltet (2,3), um die Ränder zu verschließen. Zum Schluss wird das obere Drittel des Blattes als „Deckel“ nach unten geklappt (4). Die Moosproben können in den – am besten mit Bleistift beschrifteten – Mooskapseln **getrocknet** und zur späteren Bestimmung wieder mit Wasser befeuchtet werden.

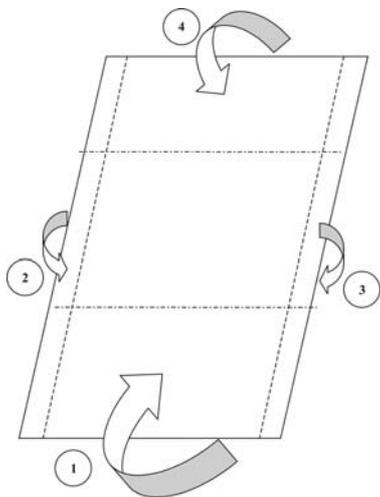


Abbildung 23: Falten einer Mooskapsel

Auf der zweiten Seite des Kartierprotokolls (Abbildung 25) werden die Arten und ihre **Pflanzenmenge** nach KOHLER (1978) notiert. Zusätzlich wird aufgenommen, ob die Pflanzen **submers oder emers wachsen**, optional auch Vitalität und Soziabilität sowie Angaben zum Sediment im Pflanzenpolster und ob die Pflanzen zur Herbarisierung mitgenommen wurden. Kommt eine Art in zwei verschiedenen Ausprägungen, z. B. einmal submers und einmal emers, oder auf zwei stark unterschiedlichen Substraten (z. B. Stein oder Holz) vor, wird die Art zweimal in das Kartierprotokoll eingetragen. Die Pflanzenmenge wird dann ebenfalls zweimal notiert, zusätzlich wird jedoch die **gesamte Pflanzenmenge** des Taxons an der Probestelle festgehalten. Zur allgemeinen

Charakterisierung der Probestelle sollten zusätzlich die am Ufer vorkommenden dominanten Arten grob erfasst werden.

Bei großer Tiefe und/oder hohem Trübungsgrad werden die Pflanzen mittels eines ausziehbaren Rechens (max. Länge = 3 m, Breite = 60 cm, Zinkenabstand ca. 2 cm) kartiert. Tiefe, unzugängliche Fließgewässer werden vom Rand aus untersucht, indem soweit wie möglich in den Fluss hineingewatet und der Gewässergrund sorgfältig abgereicht wird. Auch eine Kartierung vom Boot oder mit Hilfe von Tauchern ist möglich. Die Art der Kartierung wird im Kartierprotokoll notiert. Falls nur das Ufer beprobt werden kann, wird dies ebenfalls im Kartierprotokoll (Seite 1) vermerkt.

Das Feldprotokoll kann aus dem Internet in aktualisierten Fassung ausgedruckt werden (http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/fpmfg.pdf).

Eine genauere morphologische Beschreibung der Probestellen hinsichtlich Gewässersohle, Ufer und Umland kann mit dem „Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung gemäß Verfahrensempfehlung der LAWA 1998“ (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000, Abbildung 26 und Abbildung 27) vorgenommen werden, falls nicht schon eine aktuelle Strukturgütekartierung des Untersuchungsabschnittes vorliegt.

Feldprotokoll Makrophyten Fließgewässer

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2005; grau unterlegte Felder optional)

<p>Gewässername <input style="width: 100%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>Probestelle <input style="width: 100%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>Lage der Probestelle <input style="width: 100%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>Nächste Ortschaft <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> Bearbeiter <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>Probestellen-Nr. <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> Befund-Nr. <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>Rechtswert <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> Hochwert <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/></p> <p>TK-Blatt <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> Datum <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/></p>	<p>Abschnittslänge <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> m mittlere Breite <input style="width: 50%; height: 20px;" type="text"/> m</p> <p>mittlere Tiefe <input type="checkbox"/> I 0-30 cm <input type="checkbox"/> II 30-100 cm <input type="checkbox"/> III >100 cm</p> <p>Wasserstand <input type="checkbox"/> trocken <input type="checkbox"/> niedrig <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> hoch</p> <p>Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich? ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/></p> <p>Trübung <input type="checkbox"/> ungetrübt, klar <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> stark getrübt</p> <p>Gewässergrund sichtbar? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein</p> <p>Film-/ Foto-Nr. <input style="width: 100%; height: 20px;" type="text"/></p>
--	--

Fließgeschwindigkeit nach BLfW (1995)

<input type="checkbox"/>	I	nicht erkennbar fließend	fast stehend oder Kehrströmungen
<input type="checkbox"/>	II	träge fließend	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
<input type="checkbox"/>	III	langsam fließend	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
<input type="checkbox"/>	IV	schnell fließend	Strömung mit mäßiger Turbulenz
<input type="checkbox"/>	V	reißend	turbulente Wasserbewegung
<input type="checkbox"/>	VI	stürzend	äußerst turbulent, laut rauschend

Beschattung nach Wörlein (1992)

<input type="checkbox"/>	1 vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
<input type="checkbox"/>	2 sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
<input type="checkbox"/>	3 absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
<input type="checkbox"/>	4 halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
<input type="checkbox"/>	5 schattig	voller Schatten unter Bäumen

Bestand flächig mosaik Wasser Färbung Geruch

Substrat			Verbauung/ Fremdsubstrate		
Anteil		Auflage	Strecke		naturmah
<input type="checkbox"/> %	Schlamm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Sohlverbau	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Ton/Lehm (<0,063 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Querbauwerke	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Sand (0,063-2,0 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Uferverbau	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Fein-/Mittelkies (2,0-6,3/6,3-20mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Durchlass	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Grobkies (20-63 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Verrohrung	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Steine (63-200 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m	Müll/ (Bau)Schutt	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	Blöcke (> 200 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m		<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/> %	organisch/Torf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> m		<input type="checkbox"/>

Bayerisches Landesamt für Umwelt Oktober 2005

Abbildung 24: Kartierprotokoll Makrophyten in Fließgewässern (Seite 1)

4.1 Sohlensubstrat

natürlich *unnatürlich*

Schllick, Schlamm

Ton, Lehm

Sand

Kies und Schotter

Schotter

Schotter und Steine

Blöcke, Schotter und Steine

reines Blockwerk

anstehender Fels

anstehender Torf

Sohlenverbau

nicht feststellbar

4.2 Sohlenverbau

>10%

Steinschüttung

Massivsohle mit Sediment

Massivsohle, kein Sediment

kein Sohlenverbau

4.3 Substratdiversität

sehr groß

groß

mäßig

gering

keine

4.4 Besondere Sohlenstrukturen

viele

mehrere

zwei

eine

Ansätze

keine

Rauschefflächen, Schnellen
Stilwasserpools
durchströmte Pools
Kehrwasser, Totholz
Flachwasser, Detritus
Wurzelflächen
Tiefriinnen
Kolke, Makrophyten
Kaskaden

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Art/Verteilung der Substrate

Sohlenverbau

Σ

Wertzahl

Klasse

5.1 Uferbewuchs

L *R*

Wald

Galerie

Röhricht

teilweise Wald, Galerie

Gebüsch, Einzelgehölz

Krautflur, Hochstauden

Wiese, Rasen

Forst

Galerie

Gebüsch, Einzelgehölz

Verbau

Erosion

naturbedingt

bodenständig

nicht bodenständig

kein Uferbewuchs

5.2 Uferverbau

L *R*

>10% *>10%*

Lebendverbau

Steinschüttung/Steinwurf

Holzverbau

Böschungsrasen

Pflaster, Steinsatz, unverfugt

wilder Verbau

Beton, Mauer, Pflaster

kein Uferverbau

5.3 Besondere Uferstrukturen

viele

mehrere

zwei

eine

Ansätze

keine

Erlenumlauf
Prallbaum
Unterstand
Sturzbaum
Holzansammlung
Ufersporn
Nistwand

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

naturraumtypische Ausprägung

L *R*

naturraumtypischer Bewuchs

L *R*

Uferverbau

L *R*

Σ

Wertzahl

Klasse

6.1 Flächennutzung

L *R*

>50% *10-50%*

Wald, bodenständig

naturnahe Biotope

Brache

Grünland

Wald, nicht bodenständig

Acker, Gärten, Nadelforst

Park, Grünanlage

Bebauung mit Freiflächen

Bebauung ohne Freiflächen

Flächenhafte Umfeldstruktur

6.2 Gewässerrandstreifen

L *R*

>50% *10-50%*

flächhaft Wald/Sukzession

Gewässerrandstreifen

Saumstreifen

Nutzung

6.3 Sonstige Umfeldstrukturen

L *R*

Abstand

gering mäßig groß

gering mäßig groß

keine keine

Abgrabung

Fischteich

gewässerunverträgliche Anlagen

befestigte Verkehrsanlagen

Anschüttung, Müllablagerung

Hochwasserschutzbauwerk

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Gewässerrandstreifen

L *R*

Vorland

L *R*

Σ

Wertzahl

Klasse

Zusammenfassende Bewertung der funktionalen Einheiten

Wertzahl <input type="checkbox"/> Klasse <input type="checkbox"/> 1. Laufentwicklung <input type="checkbox"/> 2. Längsprofil <input type="checkbox"/> 4. Sohlenstruktur <input type="checkbox"/> Σ <input type="checkbox"/> Ø <input type="checkbox"/> Sohle	Wertzahl <input type="checkbox"/> Klasse <input type="checkbox"/> 3. Querprofil <input type="checkbox"/> 5. Uferstruktur <input type="checkbox"/> Σ <input type="checkbox"/> Ø <input type="checkbox"/> Ufer	Wertzahl <input type="checkbox"/> Klasse <input type="checkbox"/> 6. Gewässerumfeld <input type="checkbox"/> Σ <input type="checkbox"/> Ø <input type="checkbox"/> Land	Wertzahl <input type="checkbox"/> Klasse <input type="checkbox"/> Σ <input type="checkbox"/> Ø <input type="checkbox"/> Gesamt
---	--	--	--

Anmerkungsbillett

Name

Unterschrift

Güteklasse	1	2	3	4	5	6	7
Indexspanne	1 - 1,7	1,8 - 2,6	2,7 - 3,5	3,6 - 4,4	4,5 - 5,3	5,4 - 6,2	6,3 - 7

Landesamt für Wasserwirtschaft
 Rheinland-Pfalz '98
 (LAW-98-1)

108

6.1.2 Diatomeen

6.1.2.1 Zeiträume der Probenahme

Die Probenahme ist in der Niedrigwasserperiode nach mehrwöchig stabilen hydrologischen Bedingungen durchzuführen. In den durch ein alpines Abflussregime geprägten Gewässern stellt der Spätwinter den besten Zeitraum dar. Im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland ist die Probenahme in den Monaten August und September durchzuführen, in denen in der Regel artenreiche und diverse Gemeinschaften anzutreffen sind. Die Zeiten der Biomassemaxima-Entwicklung im Herbst bis Frühjahr sind hingegen in den Gewässern des Mittelgebirges und des Norddeutschen Tieflandes nicht geeignet, da die Gesellschaften zu dieser Zeit häufig von einer oder wenigen Arten (z.B. *Navicula lanceolata*) in extremer Weise dominiert werden, was eine Bewertung erschwert oder verhindert. Bei Kenntnis nutzungsbedingter, temporärer Veränderungen des ökologischen Zustands wird eine zweite Probenahme dringend angeraten.

Einen Sonderfall stellen die versauerungsgefährdeten Bäche der Mittelgebirge dar. Zum Nachweis von Versauerungserscheinungen ist die Probenahme zwei bis vier Wochen nach Ende der Schneeschmelze durchzuführen. Soll über die Bewertung nach EU-WRRL hinaus, eine Charakterisierung des Säurezustands durchgeführt werden, ist eine zweite Probenahme in Zeiten geringer Abflüsse unerlässlich. Erst dadurch werden Aussagen darüber möglich, ob es sich um ein ganzjährig saures, ein periodisch saures oder ein unversauertes Gewässer handelt (vergleiche CORING 1999).

6.1.2.2 Methoden der Probenahme

An strukturell unbeeinflussten Gewässerstellen werden die natürlichen, für den jeweiligen Gewässertyp charakteristischen Bodensubstrate in repräsentativen Anteilen beprobt. Ist die Gewässerstelle strukturell degradiert, werden Proben von den vorhandenen natürlichen und/oder anthropogen eingebrachten Substraten entnommen. Die Probenahme ist in einer dauerhaft von Wasser überfluteten Tiefenzone durchzuführen, um das Einbringen von an wechselfeuchte Bedingungen angepassten Arten und von aerischen Arten zu verhindern. Dies betrifft insbesondere die Probenahme an Schifffahrtsstraßen.

Bereiche mit extrem starker Strömung wie auch ufernahe Stillwasserzonen sind zu meiden, ebenso sollten stark beschattete Gewässerabschnitte nicht berücksichtigt werden – es sei denn, sie sind charakteristisch für den zu untersuchenden Gewässerabschnitt. Weiterhin sollten im Bereich des Untersuchungsabschnittes keine Zuflüsse oder Drainagen einmünden. Die Begehung des Gewässers erfolgt entgegen der Fließrichtung. Die Kenngrößen des untersuchten Gewässerabschnitts (Lage, Substrate, Lichtverhältnisse etc.) sind in einem Feldprotokoll zu vermerken (Abbildung 28). An jeder Probestelle sollten mindestens zwei Fotografien (gewässeraufwärts und -abwärts) aufgenommen werden.

Feldprotokoll Diatomeenprobenahme in Fließgewässern

(Makrophyten- & Phyto benthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2005; grau unterlegte Felder optional)

<p>Gewässername <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Probestelle <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Lage der Probestelle <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Nächstgelegene Ortschaft <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> Bearbeiter <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Probestellen-Nr. <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> Befund-Nr. <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Rechtswert <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> Hochwert <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>TK-Blatt-Nr. <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> Datum <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p>	<p>Abschnittslänge <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> m Mittlere Breite <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/> m</p> <p>Mittlere Tiefe <input type="checkbox"/> I 0-30 cm <input type="checkbox"/> II 30-100 cm <input type="checkbox"/> III >100 cm</p> <p>Wasserstand <input type="checkbox"/> trocken <input type="checkbox"/> niedrig <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> hoch</p> <p>Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich? ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/></p> <p>Trübung <input type="checkbox"/> ungetrübt, klar <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> stark getrübt</p> <p>Grund sichtbar? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein</p> <p>Film-/Foto-Nr. <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p>
--	--

Fließgeschwindigkeit nach BfW (1995)

<input type="checkbox"/> I	nicht erkennbar fließend	fast stehend oder Kehrströmungen
<input type="checkbox"/> II	träge fließend	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
<input type="checkbox"/> III	langsam fließend	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
<input type="checkbox"/> IV	schnell fließend	Strömung mit mäßiger Turbulenz
<input type="checkbox"/> V	reißend	turbulente Wasserbewegung
<input type="checkbox"/> VI	stürzend	äußerst turbulent, laut rauschend

Beschattung nach Wörlein (1992)

<input type="checkbox"/> 1 vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
<input type="checkbox"/> 2 sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
<input type="checkbox"/> 3 absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
<input type="checkbox"/> 4 halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
<input type="checkbox"/> 5 schattig	voller Schatten unter Bäumen

Substrat Diatomeenprobe

<p>Substrat</p> <p>Anteil</p> <table border="0"> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Schlamm</td><td></td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Ton/Lehm</td><td>(<0,063 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Sand</td><td>(0,063-2,0 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Fein-/Mittelkies</td><td>(2,0-6,3/ 6,3-20 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Grobkies</td><td>(20-63 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Steine</td><td>(63-200 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>Blöcke</td><td>(> 200 mm)</td></tr> <tr><td><input type="checkbox"/> %</td><td>organisch/ Torf</td><td></td></tr> </table>	<input type="checkbox"/> %	Schlamm		<input type="checkbox"/> %	Ton/Lehm	(<0,063 mm)	<input type="checkbox"/> %	Sand	(0,063-2,0 mm)	<input type="checkbox"/> %	Fein-/Mittelkies	(2,0-6,3/ 6,3-20 mm)	<input type="checkbox"/> %	Grobkies	(20-63 mm)	<input type="checkbox"/> %	Steine	(63-200 mm)	<input type="checkbox"/> %	Blöcke	(> 200 mm)	<input type="checkbox"/> %	organisch/ Torf		<p>Makrophyten-Aspekt <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p> <p>Aspekt des übrigen Phyto benthos <input style="width:100%; height:20px;" type="text"/></p>
<input type="checkbox"/> %	Schlamm																								
<input type="checkbox"/> %	Ton/Lehm	(<0,063 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	Sand	(0,063-2,0 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	Fein-/Mittelkies	(2,0-6,3/ 6,3-20 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	Grobkies	(20-63 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	Steine	(63-200 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	Blöcke	(> 200 mm)																							
<input type="checkbox"/> %	organisch/ Torf																								

Bemerkungen

Bayerisches Landesamt für Umwelt November 2005

Abbildung 28: Feldprotokoll für die Probenahme von Diatomeen

In Gewässern mit hoher bis mäßiger Fließgeschwindigkeit wird die Besammlung von Hartsubstraten empfohlen, insbesondere von mittelgroßen bis großen Steinen. Dazu werden mindestens zehn, so weit wie möglich über den Gewässerquerschnitt verteilte und unter normalen hydrologischen Bedingungen keiner Umlagerung unterworfenen Steine in ihrer ursprünglichen Ausrichtung vorsichtig entnommen. Der Aufwuchs der Steinoberseite wird mit einer Zahnbürste¹, einem Teelöffel, Spatel oder ähnlichem Gerät vollständig abgekratzt und in ein beschriftetes Weithalsprobengefäß mit einem Fassungsvermögen von mindestens 100 ml überführt. Aufgrund der potenziell hohen Gefahr der Verunreinigung sind die Zahnbürsten nur einmalig zu verwenden. Die Bewuchsdichte kann in den verschiedenen Gewässertypen sehr unterschiedlich sein, stellenweise ist ein Bewuchs makroskopisch nicht erkennbar, kann aber durch Betasten der Substratoberfläche erfühlt werden. In jedem Fall muss eine relativ große Menge entnommen werden – nach Absetzen im Probenbehälter sollten mindestens 5 ml Diatomeensediment vorliegen.

In langsam fließenden Gewässern wird von KELLY et al. (1998) zur Bestimmung von verschiedenen Belastungszuständen mittels Indizes die Beprobung von vertikal exponierten Hartsubstraten, wie Brückenpfeiler oder Quais, empfohlen. In Untersuchungen, die auf die Erfassung von gewässertyp-spezifischen Biozönosen zielen, ist diese Vorgehensweise nur in Ausnahmefällen angebracht. Zu bevorzugen ist vielmehr das in den Gewässern natürliche Bodensubstrat, welches in der Regel aus Sand, Kies oder Feinsediment besteht. In den bewatbaren Bereichen werden vom Bodensubstrat die obersten Millimeter mit einem Löffel vorsichtig abgehoben. In stärker strömenden Bereichen gestaltet sich dies oftmals problematisch, da der Löffelbesatz häufig abgespült wird. Eine standardisierte Methode liegt für derartige Gewässer aufgrund mangelnder Erfahrungswerte bislang nicht vor und muss noch entwickelt werden. Zur Gewinnung der obersten Substratschichten bietet sich beispielsweise der Einsatz von Sedimentstechern oder -greifern an. Gleichfalls zu prüfen ist die Möglichkeit des Abpipettierens. In niedersächsischen Gewässern liegen gute Erfahrungen mit Bauschaufeln vor, mit deren Hilfe die obersten Sedimentschichten vom Ufer aus abgehoben werden.

Problematisch ist die Beprobung tiefer Tieflandbäche und -flüsse, deren Steilufer eine Begehung schwierig gestalten. Hier muss die Auswahl der Probestelle vor allem unter dem Aspekt der Zugänglichkeit erfolgen, was allerdings unter Umständen die Repräsentativität verringert.

Die Fixierung der Proben erfolgt vor Ort, spätestens jedoch am Abend des Probenahmetages durch Formaldehyd in einer Endkonzentration von 1% bis 4%. Die Proben sind bis zur weiteren Behandlung in einem Lagerraum zu verwahren.

6.1.2.3 Materialien zur Durchführung der Probenahme in Fließgewässern

- Topographische Karten 1:25.000 bzw. 1:50.000
- ggf. GPS-Gerät
- Feldprotokoll
- Exemplar der Handlungsanweisung
- Schreibmaterialien
- Wathose
- Weithalsflaschen oder -gläschen
- Wasserfester Stift zur Beschriftung der Probengefäße

¹ Einmalzahnbürsten sind über den Dentalfachhandel zu beziehen, z.B. John-Dental- und Medizintechnik GmbH: Einmalzahnbürsten ohne Zahnpaste, Tel.: 033762/42977, E-Mail: info@john-dental.de.

- , Teelöffel, Spatel o.ä.
- Formaldehydlösung
- Fotoausrüstung
- Sicherheitsausrüstung

6.1.2.4 Präparation

Materialien zur Durchführung der Präparation

Chemikalien

- Salzsäure 25% z. A.
- Schwefelsäure 95-97% z. A.
- Kaliumnitrat z. A.
- Formaldehyd

Weitere Ausstattung

- Abzug
- Heizplatte
- Schutzkleidung (Laborkittel, Brille, ggf. chemikalienfeste Laborhandschuhe)
- Bechergläser (Fassungsvermögen mindestens 100 ml)
- Uhrgläser mit Durchmesser entsprechend den Bechergläsern
- Becherglaszange
- Siedestäbchen
- ggf. Mörser und Pistille zum Zerreiben des Kaliumnitrats
- Spatel
- Kleines Kunststoffsieb mit Durchmesser entsprechend den Bechergläsern
- Universal-Indikatorpapier zur pH-Wert-Bestimmung
- Aqua dest.
- Spritzflasche

Säurebehandlung

Die Bestimmung der Diatomeen auf Artniveau erfolgt anhand der Strukturen des Kieselsäureskeletts und setzt die Herstellung von Dauerpräparaten voraus. Insbesondere kleinschalige Arten können nur im gereinigten Präparat nach Entfernen der organischen Zellbestandteile und weiterer, störender organischer Komponenten sicher zugeordnet werden. Zur Aufbereitung des Probenmaterials existieren verschiedene Verfahren, die je nach Beschaffenheit des Probenmaterials unterschiedlich geeignet sind. Eine Darstellung der häufigsten Aufbereitungstechniken findet sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). Zur Aufbereitung von Aufwuchsproben von Bodensubstraten (Steine, Kies, Schlamm), die einen hohen Anteil von organischem, nicht-diatomeenhaltigem Material enthalten können, empfiehlt sich die Oxidation durch starke Säuren, wobei die Aufbereitung in Schwefelsäure empfohlen wird.

¹ Einmalzahnbürsten sind über den Dentalfachhandel zu beziehen, z.B. John-Dental- und Medizintechnik GmbH: Happy Morning Einmalzahnbürsten ohne Zahnpaste, Tel.: 033762/42977, E-Mail: info@john-dental.de.

Behandlung mit Salzsäure

Stammt das Material aus kalkhaltigen Gewässern, wird die Probe zunächst in Salzsäure gekocht, um die Bildung von Gips bei der sich anschließenden Behandlung mit Schwefelsäure auszuschließen. Bei einem hohen Wasseranteil lässt man die Proben zunächst 24 Stunden absetzen und dekantiert dann vorsichtig ab. Alternativ können die Proben bis auf eine geringe Wassermenge eingedampft werden. Vor der Säurebehandlung ist ein Teil des Materials als Rückstellprobe abzutrennen. Anschließend wird die verbleibende Probenmenge durch Schütteln durchmischt und etwa 20 ml des Materials in einem beschrifteten Becherglas mit einem Fassungsvermögen von mindestens 100 ml mit 20 bis 40 ml verdünnter Salzsäure (25%) versetzt. Ist die Probe stark kalkhaltig, muss die Salzsäure vor dem Erhitzen mehrfach, in zunächst geringen Mengen zugegeben werden, da es zu einer starken Schaumentwicklung kommt. Durch 30-minütiges Kochen der mit einem Siedestäbchen bestückten und einem Uhrglas abgedeckten Probe werden anschließend die Karbonate gelöst, die Stielchen und Gallerten der Diatomeen aufgelöst und die Schalen vom Substrat getrennt. Weist die Probe einen hohen Sandanteil auf, muss mit starken Bewegungen des Becherglases gerechnet werden. Dabei wird es oftmals nötig, die Position des Becherglases auf der Heizplatte zu korrigieren. Verwendet wird hierzu eine Becherglaszange, wobei durch Abspülen der Zange in oder unter Leitungswasser darauf zu achten ist, dass keine Materialverschleppungen zwischen verschiedenen Proben stattfinden. Gleichfalls sind die Siedestäbchen zwischen verschiedenen Kochvorgängen sorgfältig zu reinigen.

Nach dem Kochen lässt man die Probe erkalten, siebt anschließend – soweit vorhanden – die groben Reste mithilfe eines kleinen Küchensiebs ab und füllt das Becherglas mit Leitungswasser auf. Um evtl. vorhandenen Sand, Kies oder kleinere Steine soweit wie möglich zu entfernen, wird die Lösung stark aufgerührt und der diatomeenhaltige Überstand nach einer etwa einminütigen Sedimentationszeit vorsichtig abdekantiert. Die Probe wird im folgenden mehrmals vorsichtig auf etwa ein Drittel des Volumens abdekantiert und mit Leitungswasser gewaschen. Bewährt hat sich vierfaches Waschen und Abdekantieren, wobei die Sedimentationszeit zwischen den Waschvorgängen 24 Stunden nicht unterschreiten sollte. Alternativ kann die Probe zwischen den Waschvorgängen in einer Tischzentrifuge etwa 10 Minuten lang bei maximal 2000 Umdrehungen pro Minute (Upm) abzentrifugiert und der Überstand auf etwa ein Drittel abdekantiert oder mit einer Wasserstrahlpumpe entfernt werden. Diese Vorgehensweise erlaubt eine schnelle Aufbereitung, ist aber letztlich arbeitsintensiver und birgt die Gefahr, langschalige Diatomeen zu zerbrechen.

Behandlung mit Schwefelsäure

Die Probe wird durch Abdekantieren auf einen geringen Wasseranteil eingengt, mit rund 20 bis 30 ml konzentrierter Schwefelsäure versetzt und zum Kochen gebracht. In Abständen von etwa 20 Minuten wird mit einem Spatel eine Prise Kaliumnitrat zugegeben bis sich die Probe entfärbt oder eine schwach gelbliche Farbe annimmt. Bei geringen Mengen organischer Bestandteile sind bereits wenige Zugaben von Kaliumnitrat ausreichend, enthält die Probe jedoch große Mengen, kann der Kochvorgang bis zu acht Stunden dauern. Nach dem Farbumschlag ist die Probe weitere 20 Minuten auf der Heizplatte zu belassen. Nach dem Abkühlen der Probe und dem Absetzen der Diatomeen bilden diese einen weißen bis gräulichen Bodensatz. Anschließend werden die Proben gewaschen, bis der Neutralpunkt (Indikatorpapier!) erreicht ist. Beim ersten Wässern der Probe nach dem Kochvorgang ist mit großer Vorsicht vorzugehen, da es zu heftigen Reaktionen kommen kann. Erfahrungsgemäß ist ein etwa achtmaliges Waschen erforderlich. Das letzte Wässern der Probe sollte mit destilliertem Wasser erfolgen. Die gereinigte Probe wird durch

Schütteln des Becherglases durchmischt und in ein beschriftetes Schnappdeckelglas (Beschriftung siehe unter Etikettierung des Objektträgers) überführt. Die Schnappdeckelgläser sind zur Dokumentation in einem Lagerraum zu verwahren.

Die beschriebenen Kochvorgänge sind unter einem leistungsfähigen Abzug mit der gebotenen Vorsicht unter Einhaltung der Arbeitsschutzmaßnahmen durchzuführen. Schutzkleidung und Augenschutz sind obligatorisch.

6.1.2.5 Herstellen von Dauerpräparaten

Materialien

- Objektträger
- Deckgläser (empfohlen werden runde Deckgläser mit einem Durchmesser von 18 mm)
- rundgebogene Pinzette oder Deckglaspinzette
- Schnappdeckelgläser (empfohlenes Fassungsvermögen 10 ml)
- Naphrax²
- Präparatekasten oder -mappe
- Etiketten

Die Deckgläschen sind vor dem Beschicken mit der Diatomeensuspension zu reinigen. Bewährt hat sich ein kurzes Eintauchen in einer stark spülmittelhaltigen Lösung um Fettreste zu entfernen und die Oberflächenspannung zu vermindern. Die im Schnappdeckelglas enthaltene Suspension wird anschließend durch Schütteln durchmischt, unmittelbar anschließend wird eine geringe Menge mit einer sauberen Pipette entnommen und auf ein Deckgläschen aufgetropft. Um Konvektionen zu vermindern, ist der Tropfen möglichst flach zu halten. Bei stark konzentrierten Suspensionen ist es oftmals erforderlich, diese in einem Uhrgläschen mit destilliertem Wasser zu verdünnen. Der Grad der Verdünnung richtet sich nach der gewünschten Dichte der Schalen im Präparat und ist abhängig von der Menge der verbliebenen anorganischen Komponenten. Probleme ergeben sich häufig durch hohe Gehalte aus der Probe nicht entfernbare mineralischer Bestandteile (Schluff- und Tonpartikel), die im Schnappdeckelglas optisch von den Diatomeen nicht zu unterscheiden sind. Es ist daher ratsam, unterschiedlich verdünnte Präparate anzufertigen.

Die optimale Schalendichte liegt vor, wenn nach Durchmusterung eines oder mehrerer, ganzer Transsektstreifen bei 1000facher Vergrößerung die erforderliche Anzahl von 400 Schalen (siehe unten) erreicht ist. Dies begründet sich durch eine durch Konvektion im Tropfen auf dem Deckglas hervorgerufene teilweise Entmischung der Diatomeenschalen. So können bei starken Konvektionsströmen kleinschalige, leichte Formen in der Deckglasmitte konzentriert sein, wohingegen sich die großen, schweren Schalen überproportional häufig in den Randbezirken finden. Diesem Phänomen wird durch Zählung ganzer Transsekte entgegengetreten.

Um Kontaminationen zu vermeiden, ist streng darauf zu achten, die verwendeten Pipetten zwischen der Behandlung verschiedener Proben unter fließendem Wasser zu reinigen. Ist das Diatomeen-Material über Nacht luftgetrocknet, wird ein beschrifteter, fettfreier Objektträger mit einem Tropfen versehen und das Deckglas mit der beschickten Seite nach unten mit einer

² Naphrax kann über das Internet unter <http://www.brunelmicroscopes.co.uk> bezogen werden und wird vom englischen Hersteller ohne Zugabe von Toluol verschickt. Zur Verwendung muß nach Anleitung des Herstellers Toluol zugesetzt werden, wodurch eine dünnflüssige Konsistenz entsteht. Bei häufigem Gebrauch und/oder unzureichendem Verschluß wird Naphrax zähflüssig und muß durch erneute Zugabe von Toluol verdünnt werden.

Pinzette vorsichtig aufgelegt. Um das Lösungsmittel auszutreiben, wird das Präparat anschließend über einem Bunsenbrenner bei kleiner Flamme erhitzt, bis es etwa fünf Sekunden lang Blasen wirft, und sofort erschütterungsfrei auf einer glatten, kalten Oberfläche gelagert, bis es abgekühlt ist. Enthält Toluol, das beim Erhitzen entweicht, und darf daher nur mit großer Vorsicht gehandhabt werden. Das Austreiben des Toluols kann alternativ auf einer Heizplatte erfolgen. Mithilfe einer Pinzette ist anschließend zu überprüfen, ob das Deckglas fest mit dem Objektträger verbunden ist. Gegebenfalls muss der Vorgang wiederholt werden.

Das Präparat kann danach sofort unter dem Lichtmikroskop ausgewertet werden und ist bei entsprechender Lagerung über Jahrzehnte hinweg haltbar. Von großer Wichtigkeit ist die Anlage einer Belegsammlung mit detaillierter Beschriftung der Objektträger mit Angabe des Gewässers, der Lage der Stelle (falls vorhanden mit Rechts- und Hochwerten), des beprobten Substrats, des Datums sowie gegebenenfalls mit Codierungen, die den Bezug zu anderen Informationsquellen herstellen.

Nach Herstellung der Dauerpräparate wird die im Schnappdeckelglas verbliebene Diatomeen-suspension durch Zugabe von zwei bis drei Tropfen einer 30-prozentigen Formaldehydlösung konserviert. Um ein Eintrocknen der Probe zu verhindern, werden vor der Einlagerung zusätzlich fünf bis zehn Tropfen Glycerin zugegeben.

6.1.2.6 Mikroskopische Auswertung

Um repräsentative Verteilungen zu erhalten, werden im Streupräparat bei 1000- bis 1200-facher Vergrößerung 400 Diatomeenobjekte auf Artniveau bestimmt, teilweise ist die Differenzierung von Varietäten erforderlich (Tabelle 49 und Tabelle 50). Bei der Zählung sind sowohl die in Schalenansichten liegenden Arten als auch die Gürtelbänder zu erfassen. Da bei in Schalenansicht liegenden Vertretern der *Naviculaceae* oftmals nicht sicher erkennbar ist, ob es sich um einzelne Schalen oder um gesamte Frusteln handelt, wird bei der Zählung grundsätzlich nicht zwischen Einzel- und Doppelschalen unterschieden, sondern es werden Objekte erfasst. Frusteln, deren Schalen bei der Präparation nicht getrennt wurden, gehen folglich als Einheit in die Zählung ein. Nicht bestimmbare Gürtelbänder sind auf Gattungsniveau zuzuordnen, falls möglich zu gruppieren und in Größenklassen zu trennen. Nach Abschluss der Zählung werden diese nach dem prozentualen Verhältnis der in Frage kommenden determinierten Arten auf diese verteilt. Bruchstücke werden nur dann berücksichtigt, wenn ihre Größe die Hälfte der Schalenfläche übersteigt. Die Darstellung der Häufigkeiten erfolgt in prozentualen Anteilen. Die Zähl-daten sind mit Angabe der DV-Nummern nach MAUCH et al. (2003) als Excel- oder Access-Dateien bzw. in spezifischen Datenbanken zu dokumentieren.

Bei der Zählung werden ausschließlich benthische sowie benthisch/planktische Taxa erfasst. Ausschließlich planktisch lebende Formen werden nicht berücksichtigt. Da verlässliche Literaturangaben zur Lebensweise der centrischen Taxa nicht durchgängig vorhanden und zum Teil widersprüchlich sind, werden mit Ausnahme von *Melosira varians* Centrales bei der Zählung nicht erfasst. Gleiches gilt für pennate Taxa mit obligatorisch planktischer Lebensweise, z.B. *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia acicularis*. Angaben zur Lebensweise sind KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) zu entnehmen.

Als Standard-Bestimmungsliteratur dient das vierbändige Werk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991), welches im Falle einiger Gattungen bzw. Taxa durch folgende, von den

Autoren seit 1993 publizierte Erweiterungen und Revisionen einzelner Gattungen ergänzt werden muss: KRAMMER (2000), LANGE-BERTALOT (1993, 2001), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994), LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996). In den salzbeeinflussten Gewässertypen des Norddeutschen Tieflandes muss zusätzlich die Arbeit von WITKOWSKI & LANGE-BERTALOT (2000) herangezogen werden. Die Überarbeitung der Gattung *Cymbella* durch KRAMMER (2000, 2002, 2003) bleibt dagegen unberücksichtigt.

6.1.2.7 Kriterien der Nichtauswertbarkeit und Nichtbewertbarkeit

Proben können zur Bewertung nicht herangezogen werden, wenn der Anteil nicht bestimmbarer (sp., spp.) und/oder nicht eindeutig bestimmbarer Formen (cf., aff.) einen Wert von 5 % überschreitet.

Sind auch nach maximaler Einengung des Probenmaterials nur sehr geringe Diatomeenmengen enthalten, deutet dies auf Fehler bei der Probenahme oder auf eine schlechte Wahl des Probenahmezeitpunktes hin (Kapitel 6.1.2.1). Als Kriterium der Auswertbarkeit wird eine Mindestzahl von 50 Objekten in einem Transsekt bei 1000facher Vergrößerung und einem Deckglasdurchmesser von 18 mm vorgeschlagen. Bei zu vermutender Nichtauswertbarkeit ist die Diatomeendichte durch Testzählung eines Transsektstreifens zu ermitteln. Nach Erfahrungswerten kann auch bei sorgfältiger Vorgehensweise der Anteil nicht auswertbarer Proben bis zu 3 % betragen.

Ein weiteres Ausschlusskriterium stellt eine hohe Zahl aerophiler Diatomeen in der Probe dar, die sich insbesondere bei steigenden Abflüssen durch Beprobung erst kürzlich überfluteter Bereiche ergeben kann. Übersteigt der Anteil aerophiler Taxa (Tabelle 27) den Wert von 5% ,muss von einem starken aerischen Einfluss ausgegangen werden, der die Bewertung überlagert, zumindestens aber stark beeinflusst. Zusätzliche Angaben zum aerophilen Charakter der Taxa sind KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986–1991) zu entnehmen.

Tabelle 27: Aerophile Taxa nach LANGE-BERTALOT (1996) und HILDEBRAND (1991)

DV-Nr.	Name	Autor
6247	<i>Achnanthes coarctata</i>	(BREBISSON) GRUNOW
6286	<i>Amphora montana</i>	KRASSKE
6287	<i>Amphora normanii</i>	RABENHORST
16692	<i>Denticula cretica</i>	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT & KRAMMER
6344	<i>Diploneis minuta</i>	PETERSEN
16264	<i>Hantzschia abundans</i>	LANGE-BERTALOT
6084	<i>Hantzschia amphioxys</i>	(EHRENBERG) GRUNOW
6802	<i>Hantzschia elongata</i>	(HANTZSCH) GRUNOW
16267	<i>Hantzschia graciosa</i>	LANGE-BERTALOT
16271	<i>Hantzschia subrupestris</i>	LANGE-BERTALOT
16276	<i>Hantzschia vivacior</i>	LANGE-BERTALOT
6805	<i>Melosira dickiei</i>	(THWAITES) KUETZING
6449	<i>Navicula aerophila</i>	KRASSKE
6458	<i>Navicula brekkaensis</i>	PETERSEN
6467	<i>Navicula cohnii</i>	(HILSE) LANGE-BERTALOT
6858	<i>Navicula contenta</i>	GRUNOW
16003	<i>Navicula egregia</i>	HUSTEDT
6489	<i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT
6492	<i>Navicula gibbula</i>	CLEVE
6504	<i>Navicula insociabilis</i>	KRASSKE
6028	<i>Navicula mutica</i>	KUETZING
16020	<i>Navicula nivalis</i>	EHRENBERG
16021	<i>Navicula nivaloides</i>	BOCK
16022	<i>Navicula nolenoides</i>	BOCK
16025	<i>Navicula paramutica</i>	BOCK

DV-Nr.	Name	Autor
16026	<i>Navicula parsura</i>	HUSTEDT
6013	<i>Navicula pelliculosa</i>	(BREBISSON) HILSE
6528	<i>Navicula pseudonivalis</i>	BOCK
16360	<i>Navicula pusilla</i> var. <i>incognita</i>	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT
16366	<i>Navicula saxophila</i>	BOCK
16036	<i>Navicula subadnata</i>	HUSTEDT
16375	<i>Navicula suecorum</i> var. <i>dismutica</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
6569	<i>Neidium minutissimum</i>	KRASSKE
6574	<i>Nitzschia aerophila</i>	HUSTEDT
16393	<i>Nitzschia bacillariaeformis</i>	HUSTEDT
6921	<i>Nitzschia debilis</i>	ARNOTT
16407	<i>Nitzschia epithemoides</i> var. <i>disputata</i>	(CARTER) LANGE-BERTALOT
16050	<i>Nitzschia harderi</i>	HUSTEDT
16053	<i>Nitzschia modesta</i>	HUSTEDT
6614	<i>Nitzschia terrestris</i>	(PETERSEN) HUSTEDT
16453	<i>Nitzschia valdestriata</i>	ALEEM & HUSTEDT
16460	<i>Orthoseira dendroteres</i>	(EHRENBERG) CRAWFORD
16060	<i>Orthoseira roeseana</i>	(RABENHORST) O'MEARA
6148	<i>Pinnularia borealis</i>	EHRENBERG
6635	<i>Pinnularia frauenbergiana</i>	REICHARDT
6645	<i>Pinnularia krookii</i>	(GRUNOW) CLEVE
16473	<i>Pinnularia lagerstedtii</i>	(CLEVE) CLEVE-EULER
6654	<i>Pinnularia obscura</i>	KRASSKE
6225	<i>Simonsenia delognei</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT
6679	<i>Stauroneis agrestis</i>	PETERSEN
16081	<i>Stauroneis borrichii</i>	(PETERSEN) LUND
16558	<i>Stauroneis gracillima</i>	HUSTEDT
16083	<i>Stauroneis lundii</i>	HUSTEDT
16084	<i>Stauroneis muriella</i>	LUND
6685	<i>Stauroneis obtusa</i>	LAGERSTEDT
16095	<i>Surirella terricola</i>	LANGE-BERTALOT & ALLES

6.1.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

Für das Phytobenthos ohne Diatomeen wurde zur Minimierung des Zeitaufwandes neben der vollständigen und ausführlichen Bewertungsmethode zusätzlich ein alternativ anzuwendendes vereinfachtes Verfahren entwickelt. Das ausführliche Verfahren basiert auf einer möglichst vollständigen Aufnahme aller vorhandenen Phytobenthosalgengruppen, auch mikroskopischer Formen an allen nach der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos zu bewertenden Fließgewässerstellen. Das vereinfachte Verfahren beschränkt sich auf makroskopisch sichtbares Phytobenthos. Die Anwendung des vereinfachten Verfahrens führt allerdings in manchen Typen zu einer deutlich verringerten Anzahl an gesichert anzusehenden Bewertungen (siehe Kapitel „Reduktion der mikroskopischen Analyse auf die makroskopisch sichtbar auftretenden Taxa“, Seite 95f.).

Im folgenden wird das vereinfachte Verfahren beschrieben. Wo es von der ausführlichen Variante abweicht, werden die Unterschiede angemerkt, so dass beide Verfahren mit der vorliegenden Anleitung durchgeführt werden können. Dabei wurden teilweise Hinweise aus dem Entwurf der CEN-Norm zur Beprobung von Phytobenthos in flachen Fließgewässern aufgenommen (CEN/TC 230/WG 2/TG 3/N87).

6.1.3.1 Probenahme

Materialien zur Probenahme Phytobenthos

- Sicherheitsausstattung
- topographischen Karten der Maßstäbe 1:25 000 bzw. 1:50 000 oder GPS-Gerät
- Fotokamera
- Wathose oder hohe Gummistiefel
- Sichtkasten
- evt. Gummihandschuhe
- Handlupe
- tlw. hilfreich: Rechen, Zange oder ähnliche Greifinstrumente
- evt. weiße Plastikschaale (2 bis 3 l) zum Sortieren des Materials
- Löffel
- Pinzetten
- Spatel
- Skalpell oder Messer (rostfrei)
- Pipetten
- Saubere kleinere (15-20 ml) und größere Glasgefäße mit Schraubdeckel
- Petrischalen (Plastik)
- Gefrierbeutel, verschiedene Größen
- vorgefertigte wasserfeste Etiketten oder Gewebepapier und wasserfeste Filzschreiber zur Beschriftung der Proben
- Kühlboxen mit Kühlakkus oder Ventilator
- Großer Eimer zum Transport von größerem Substrat
- Saure Lugol'sche Lösung oder neutralisiertes Formaldehyd
- Wasserfestes Protokollbuch oder Feldprotokollblatt und Stift
- Plastikgefäße zur Aufbewahrung

Das Verfahren basiert auf einer einmaligen Probenahme pro Jahr. Die Probenahme sollte zu einem Zeitpunkt mit möglichst niedrigem Wasserstand und nach einer stabilen Abflussphase durchgeführt werden. Nach einem Hochwasserereignis sollten bis zur Probenahme mindestens 4 Wochen verstrichen sein. Der zu untersuchende Fließgewässerabschnitt beträgt bei Bächen etwa 20 m, bei Flüssen ca. 50 m. Um die Wiederholbarkeit der Untersuchung zu gewährleisten, sollte die Lage der Probestelle möglichst genau in topographische Karten der Maßstäbe 1:25 000 bzw. 1:50 000 eingetragen werden, aus denen später die Rechts- und Hochwerte der Probestellen ermittelt werden können. Im optimalen Fall können die Koordinaten mittels eines GPS-Gerätes direkt abgelesen werden. Die Probestelle sollte durch Fotos in beide Fließrichtungen dokumentiert werden. In einem Feldprotokoll werden alle Daten zur Probestelle und zu den im Abschnitt entnommenen Unterproben notiert (Abbildung 29).

Feldprotokoll Phytobenthos Fließgewässer

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2005; grau unterlegte Felder optional)

<p>Gewässername <input style="width: 95%; height: 25px;" type="text"/></p> <p>Probestelle <input style="width: 95%; height: 25px;" type="text"/></p> <p>Lage der Probestelle <input style="width: 95%; height: 25px;" type="text"/></p> <p>Nächste Ortschaft <input style="width: 60%; height: 25px;" type="text"/> Bearbeiter <input style="width: 60%; height: 25px;" type="text"/></p> <p>Probestellen-Nr. <input style="width: 60%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/> Befund-Nr. <input style="width: 60%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/></p> <p>Rechtswert <input style="width: 60%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/> Hochwert <input style="width: 60%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/></p> <p>TK-Blatt <input style="width: 60%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/> Datum <input style="width: 60%; height: 25px;" type="text"/></p>	<p>Abschnittslänge <input style="width: 60%; height: 25px;" type="text"/> m mittlere Breite <input style="width: 60%; height: 25px;" type="text"/> m</p> <p>mittlere Tiefe <input type="checkbox"/> I 0-30 cm <input type="checkbox"/> II 30-100 cm <input type="checkbox"/> III >100 cm</p> <p>Wasserstand <input type="checkbox"/> trocken <input type="checkbox"/> niedrig <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> hoch</p> <p>Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich? ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/></p> <p>Trübung <input type="checkbox"/> ungetrückt, klar <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> stark getrückt</p> <p>Gewässergrund sichtbar? ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/></p> <p>Film-/Foto-Nr. <input style="width: 95%; height: 25px; background-color: #cccccc;" type="text"/></p>
--	---

Entnommene Phytobenthosproben

Nr.	Beschreibung der Probe	Substrat-Art	Deckungsgrad bzw. geschätzte Häufigkeit
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			

Bayerisches Landesamt für Umwelt Oktober 2005

Abbildung 29: Feldprotokoll für die Probenahme des Phytobenthos

Die Probenahme folgt bei der reduzierten ebenso wie bei der vollständigen Analyse dem Verfahren des Multi-Habitat-Sampling (MHS).

Ziel der Probenahme ist es, die makroskopisch sichtbaren Beläge und Wuchsformen von benthischen Algen möglichst vollständig zu erfassen. Dafür sollten alle im Gewässerabschnitt vorhandenen Habitate beachtet werden. Sie unterscheiden sich vor allem durch verschiedene Substrate, Fließgeschwindigkeiten, Tiefen und Lichtverhältnisse. Für die Probenahme wird der Abschnitt der Länge nach abgegangen und, soweit mit Wathosen möglich, durchschritten. Das Bachbett wird mit einem Sichtkasten untersucht. Stellen, die nicht komplett durchwaten und begutachtet werden können, sind nur annäherungsweise repräsentativ beprobbar. In diesen Fällen können Werkzeuge wie ein Rechen oder eine Zange mit langem Griff hilfreich sein (Kapitel „Materialien zur Probenahme Phyto­benthos“, Seite 118). An einer Probestelle werden mehrere Proben entnommen, die die verschiedenen Aspekte der Untersuchungsstelle widerspiegeln. Diese verschiedenen Proben werden als „Unterproben“ bezeichnet.

Anmerkung: Die Probenahme ist für das vollständige und das reduzierte Verfahren identisch.

In einem ersten Schritt werden alle makroskopisch sichtbaren Bewuchsformen und Beläge als separate Unterproben einzeln im Feldprotokoll notiert. Die Farbe sowie die Wuchs- oder Lagerform werden möglichst genau beschrieben und evt. photographisch dokumentiert. Einige auffällige Wuchsformen sind in folgender Auflistung genannt.

- Zarte, flutende Fäden oder Büschel (z.B. *Zygnema*, *Stigeoclonium*)
- Grüne, fädige Büschel an Steinen oder Pflanzen (z. B. *Cladophora*, *Oedogonium*, *Microspora*)
- Grüne Poster (z.B. *Vaucheria*)
- Grüne oder rote Fäden im Wellenschlagbereich an Steinen (z.B. *Ulothrix*, *Bangia*)
- Hellgrüne, schleimige, aufschwimmende Fäden (z.B. *Spirogyra*, *Mougeotia*)
- Hellgrüne bis gelbliche netzartige, aufschwimmende Formen (z.B. *Hydrodictyon*)
- Grüne bis braune, raue, feste Fäden (z.B. *Lemanea*)
- Weinrote, blaue, violette oder schwärzliche kleine Büschel an Steinen (z.B. *Audouinella*, *Chantransia*)
- Schwarze Flecken, Pusteln oder Warzen auf Stein (z.B. *Chamaesiphon*)
- Verschieden farbige Überzüge (blauschwarz, türkis, dunkelblau, grau, schwarz, grünlich, golden) (z.B. *Phormidium*, *Phaeodermatium*)
- ausgedehnte weinrote oder schwärzliche Krusten (z.B. *Hildenbrandia*), auch kalkinkrustiert (z.B. *Homoeothrix crustacea*)
- Gelatinöse Kolonien oder Thalli (z.B. *Tetraspora*, *Hydrurus*, *Batrachospermum*, *Nostoc*)
- Blatt- oder röhrenförmige Thalli (z.B. *Enteromorpha*)
- Ledrige oder filzige Matten (z.B. *Phormidium*)
- Angeheftete kugelige oder halbkugelige Kolonien, auch verkalkt (z.B. *Rivularia*)
- Epiphytische Algen (z.B. *Chamaesiphon*, *Coleochaete*)
- Metaphytische Algen (zwischen pflanzlichem Bewuchs wachsend) (z.B. *Closterium*, *Chroococcus*)
- Auf und im Sand, Schlamm oder Schlick lebende Algen (z.B. *Euglena*, *Closterium*)

Von **fädigen oder thallösen Formen** ebenso wie von **gelatinösen Kolonien** wird jeweils eine kleine Menge entnommen und mit etwas Wasser in ein geeignetes Gefäß (kleines Glasgefäß) überführt. Wenn sich auffällige **Beläge auf Steinen** befinden empfiehlt es sich, die ganzen Steine mitzunehmen. Diese werden entnommen und in kleine Plastikbeutel (Gefrierbeutel) verpackt. So können später im Labor diese Beläge unter dem Binokular einzeln analysiert werden. Werden hingegen die Steine im Fließgewässer direkt abgeschabt, entsteht eine Mischprobe verschiedener epilithischer Algen. Dies erschwert die mikroskopische Bestimmung. **Beläge auf Sand, Schlamm, Lehm** u.ä. können mit einem Löffel, einer Pinzette oder einer Pipette beprobt werden.

In einigen Fällen ist es auch möglich, eine Petrischale über das Sediment zu stülpen und das Sediment durch Einstecken eines Spatel unter der Schale einzufangen.

Die entnommenen Unterproben werden, beginnend mit der Nummer 2 (die Nummer 1 wird später für den Gesamtbefund vergeben, siehe unten), durchnummeriert und eindeutig beschriftet (Nummer der Probestelle, Gewässername, Standort, Datum, Nummer der Unterprobe). Im Feldprotokoll wird zu jeder Unterprobe der jeweilige Deckungsgrad (Prozentangabe, bezogen auf die gesamte Probestelle) notiert. Zusätzlich kann auch die jeweilige mittlere Bewuchsdicke (Angabe in mm bzw. cm) festgehalten werden.

Im zweiten Schritt werden von den vorhandenen Substraten Proben entnommen:

Von **unbeweglichen großen Substraten** (Geröllblöcke, Grundgestein, Baumklötze, Bäume, Wurzeln) werden kleinere Stücke abgebrochen oder etwas Belag (Spatel/Skalpell) abgeschabt. Diese Proben werden in Plastikbeutel (Gefrierbeutel) verpackt oder zusammen mit etwas Wasser in kleine Glasgefäße (15-20 ml) überführt.

Bewegliches Hartsubstrat (Steine unterschiedlicher Größe, kleinere Holzstücke) wird entnommen und in kleine Plastikbeutel (Gefrierbeutel) verpackt.

Von **pflanzlichem Substrat** (Moose, Makroalgen, Gefäßpflanzen, Wurzelgeflecht) werden kleine Büschel entnommen und in einer Plastiktüte mit etwas Flusswasser ordentlich ausgequetscht. Von der resultierenden Mischung wird eine möglichst gehaltvolle Probe in ein kleines Glasgefäß überführt. Es wird eine Mischprobe von pflanzlichen Substraten von den unterschiedlichen Stellen des Standortes erstellt.

Von **auffallenden fädigen oder aufschwimmenden Formen** werden kleine Teile mit etwas Wasser in ein größeres Glasgefäß überführt. Es ist zweckmäßig, die entnommenen Algen vorsichtig, aber sorgfältig von angelagertem Detritus und Schlamm zu reinigen.

Feinsedimente (Sand, Schlamm, feines partikuläres organisches Material, Lehm) können mit einem Löffel, einer Pinzette oder einer Pipette beprobt werden. In einigen Fällen ist es auch möglich, eine Petrischale über das Sediment zu stülpen und das Sediment durch Einstecken eines Spatel unter der Schale einzufangen. Feinsedimente werden nur bei makroskopisch auffälligem Bewuchs beprobt.

Um eine gesicherte Bewertung zu erreichen, sollten insgesamt mindestens 5 Unterproben entnommen werden. Dabei müssen in erster Linie die makroskopisch auffälligen Wuchsformen und Beläge erfasst werden. Weiterhin sollte vor allem steiniges Material beprobt werden sowie eine Quetschprobe vom pflanzlichen Substrat hergestellt werden.

6.1.3.2 Transport, Fixierung, Lagerung und Versand der Proben

Materialien

- Fixierungsmittel: siehe Rezepte im Anhang B
- Zum Transport: Kühlbox mit Kühlakkus
- Für eine kurzfristige Lagerung (2-3 Tage): Kühlschranks
- Für eine längere Lagerung der Steine: Gefrierschranks oder -truhe (ca. -20°C)

Kann die Analyse der Proben unmittelbar nach der Probenahme stattfinden, werden die frischen Proben in einer Kühlbox zur Analyse ins Labor gebracht und dort so schnell wie möglich aufgearbeitet. Zur Aufbewahrung im Kühlschrank (5-8 C) werden bei Flüssigproben die Deckel der Gefäße leicht geöffnet, um den Gasaustausch zu ermöglichen. Die Proben sollten täglich etwas Licht erhalten. Hartsubstrate lassen sich 2-3 Tage im Kühlschrank aufbewahren.

Erfolgt die mikroskopische Analyse erst zu einem späteren Zeitpunkt, müssen die Proben fixiert und gelagert werden (Fixative siehe Anhang B).

Flüssigproben werden möglichst sofort mit einigen Tropfen saurer Lugol'scher Lösung fixiert. In der Regel reichen für eine 15-20 ml-Probe 5-10 Tropfen. Proben mit einem hohen Anteil organischer Masse (z.B. hohe Algendichte; Sand, Schlamm, Lehm) benötigen eine höhere Konzentration Lugol'scher Lösung (Sichtkontrolle: Farbe gleicht der von Cognac). So fixierte Proben sollen bis zur Analyse nicht zu lange (bei Kontrolle der Fixierung höchstens 1 Jahr) in einem kühlen, dunklen und gut belüfteten Raum lagern. Es kann auch mit neutralisiertem Formaldehyd fixiert werden. Formaldehyd ermöglicht eine längere Lagerung der Proben.

Hartsubstrate werden durch Kryopreservation fixiert, d. h. sie werden bis zur Analyse in einer Tiefkühltruhe eingefroren. Häufiges Einfrieren und Auftauen des Materials sollte allerdings vermieden werden.

Eine Kombination der Verfahren zur Fixierung und Konservierung der Proben hat sich bewährt: Lugol'sche Lösung überdeckt die Farben des Materials, erhält aber die Strukturen der Zellorganellen, Kryofixierung erhält die Farben, beeinträchtigt jedoch die Strukturen der Zellorganellen erheblich. Für die Bestimmung der Taxa sind aber alle Merkmale wichtig.

Werden die Proben zur mikroskopischen Analyse an einen Experten verschickt, müssen die fixierten Flüssigproben bruchstark verpackt werden. Die Steine können in Gefrierguttaschen (Supermarkt) mit gekühlten Kühlakkus verpackt werden. Die Proben sollten möglichst nicht länger als 1 Tag unterwegs sein.

6.1.3.3 Mikroskopische Analyse und Dokumentation

Materialien

- Weiße Plastikschalen
- Petrischalen (Durchmesser ca. 10 und 20 cm)
- Skalpell
- Pinzetten in diversen Größen
- Bürsten
- Präpariernadeln
- Pasteurpipetten
- Fotoapparat mit Makroeinrichtung (digital oder konventionell mit Filmen)
- Binokular (Vergrößerung 6,7 bis 40-fach) mit externer Lichtquelle und Fotoaufsatz (digital oder konventionell mit Filmen)
- Zusammengesetztes Lichtmikroskop mit Objektisch und 40- bis 1000-facher Vergrößerung. Ein Messokular für das Ausmessen der Zellen ist erforderlich. Eine Fotoausrüstung ist zur Dokumentation der gefundenen Taxa notwendig (digital oder konventionell mit Filmen). Optische Kontrastierungsverfahren, wie Interferenzkontrast, sind für die Bestimmung der Organismen hilfreich.
- Objektträger und Deckgläschen
- Zellstofftücher
- Leitungswasser
- Linsenputzpapier und Reinigungsmittel
- Glycerin und durchsichtiger Nagellack (für die Herstellung von Dauerpräparaten)
- Präparatemappen mit Deckel zur Lagerung der Dauerpräparate
- Evt. Färbemittel zum Nachweis von Reservestoffen etc. (siehe Bestimmungsliteratur)
- Saubere kleinere (15-20 ml) Glasgefäße mit Schraubdeckel zur Lagerung
- Etiketten oder Gewebeband und Stifte zur Beschriftung der Proben
- Saure Lugol'sche Lösung oder neutralisiertes Formaldehyd zur Fixierung

Mikroskopie

Die Auswertung der Proben erfolgt mit einem Stereomikroskop (Vergrößerung 6,7- bis 40fach) sowie mit einem Mikroskop (Vergrößerung 40- bis 1 000fach). Für die Dokumentation der gefundenen Arten (s. u.) ist ein Fotoaufsatz am Mikroskop auf jeden Fall erforderlich, ein Fotoaufsatz auch am Binokular ist wünschenswert.

Ziel der mikroskopischen Analyse ist es, die Taxa der repräsentativen Unterproben möglichst **auf Artniveau** zu bestimmen. Zum jetzigen Stand des Verfahrens ist es **nicht empfehlenswert**, die Analyse auf die hier genannten Indikatorarten zu beschränken. Zur Abklärung taxonomischer Probleme sollte jedes Taxon fotografisch dokumentiert werden.

Fixierte Flüssigproben können meist ohne weitere Vorbehandlung analysiert werden. Erweist sich das Material in der Probe als sehr inhomogen, empfiehlt es sich, das Material zunächst in einer Petrischale (evtl. unter Zugabe von Leitungswasser) unter dem Binokular bei geringer Vergrößerung zu untersuchen. Falls verschiedene Wuchsformen zu finden sind, sollten diese dokumentiert und danach einzeln mikroskopiert werden. Mit Formalin fixierte Proben sollten mit entsprechenden Vorsicht behandelt werden.

Tiefgefrorene Steine müssen zunächst aufgetaut werden. Wenn hier unterschiedliche Bewüchse oder Beläge festzustellen sind (evtl. Untersuchung unter dem Binokular), müssen diese verschiedenen Wuchsformen separat analysiert werden.

Von den farbigen Überzügen, Flecken, Pusteln, Warzen oder Krusten auf Stein werden Teile mit einem Skalpell oder einer Bürste entfernt und mit wenig Wasser auf einen Objektträger gebracht.

Von Fäden, Büscheln oder Polstern werden Teile vom Substrat mit Hilfe einer Pinzette entfernt und mit wenig Wasser auf einen Objektträger gebracht. Dabei kann es für eine Bestimmung notwendig sein, die Anheftungsorgane in die Analyse einzubeziehen. Dies gilt auch für ledrige oder filzige Matten. So können auch epiphytische Algen erfasst werden.

Gelatinöse Kolonien (z.B. *Nostoc*) können zur genaueren Analyse auf dem Objektträger mit Hilfe des Deckgläschens gequetscht werden.

Thallose Rotalgen ebenso wie blatt- oder röhrenförmige Thalli anderer Algenklassen müssen zur Artbestimmung präpariert werden, damit Reproduktionsorgane und andere morphologische Charakteristika erkannt werden können. Zur Dokumentation empfiehlt sich die Herstellung von Glycerin-Dauerpräparaten.

Epipsammische Algen müssen mit möglichst wenig Sand, Schlamm oder Schlick und etwas Wasser auf den Objektträger aufgetragen werden.

Flüssigproben mit metaphytischen Algen können direkt mit einer Pipette auf den Objektträger aufgetragen werden.

Für jede Unterprobe wird ein Mikroskopierprotokoll angelegt (beispielhaft in Anhang C, Abbildung 30 dargestellt). Darin werden alle mikroskopisch häufig bzw. massenhaft auftretenden Taxa aufgeführt. Die Häufigkeit jedes Taxons wird entsprechend der Abundanzschätzungen in Tabelle 28 angegeben. Im Unterschied zur vollständigen Analyse des Phytobenthos werden bei der reduzierten Analyse nur die Taxa erfasst, die mikroskopisch massenhaft (Häufigkeit 3) auftreten. Mikroskopisch selten auftretende Arten (Häufigkeit 1) werden nicht erfasst.

Tabelle 28: Häufigkeitsschätzungen

Häufigkeit	Beschreibung
3	makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder „5 % Deckungsgrad“) oder mikroskopisch massenhaft
2	mikroskopisch häufig
1	mikroskopisch selten

Anmerkung: Für das **vollständige Verfahren** werden **alle** in den Proben enthaltenen Taxa, soweit möglich auf Artniveau bestimmt und auch bei sehr geringen Häufigkeiten erfasst. Mikroskopisch selten entspricht dabei der Häufigkeit 1

Hinsichtlich des Arbeitsaufwandes gelten für die vereinfachte Analyse folgende Empfehlungen (Tabelle 37):

- Proben von Block, Kies, Sand und Schlamm sowie von aufschwimmendem Material sollten mit 3 bis 5 Deckgläschen bearbeitet werden.
- Proben von Steinen und pflanzlichem Material müssen unter Umständen mit mehr als fünf Deckgläschen bearbeitet werden.
- In die mikroskopische Analyse sollten 30 bis 60 Minuten für steiniges Substrat, ca. 30 Minuten für pflanzliches Substrat und ca. 15 Minuten für die restlichen Substrattypen investiert werden.

Tabelle 29: Empfehlung hinsichtlich des Arbeits- und Zeitaufwandes, bezogen auf Unterproben

Substrat	maximale Anzahl Deckgläschen	maximaler durchschnittlicher Zeitaufwand
Sand, Schlamm	3 - 5	15 Min.
Feinkies	3 - 5	15 Min.
gröberer Kies, Steine	evtl. mehr als 5	60 Min.
Block	3 - 5	15 Min.
aufschwimmendes Material	3 - 5	15 Min.
Moos und Makrophyten Quetschprobe	evtl. mehr als 5	30 Min.

Nach diesen Untersuchungen sollten die Proben wieder fixiert und weiter aufbewahrt werden. Sollte sich herausstellen, dass bei der reduzierten Analyse nicht ausreichend indikative Taxa gefunden werden konnten, um eine gesicherte Bewertung zu erreichen, kann durch Nachmikroskopieren dieser Proben ohne viel Aufwand eine vollständige Analyse erreicht werden, ohne dass die Probenahme wiederholt werden muss.

Anmerkung: Für das **vollständige Verfahren** werden hinsichtlich des Arbeitsaufwandes folgende Empfehlungen gegeben (Tabelle 30):

Tabelle 30: Empfehlung hinsichtlich des Arbeits- und Zeitaufwandes, bezogen auf Unterproben

Substrat	maximale Anzahl Deckgläschen	maximaler durchschnittlicher Zeitaufwand
Sand, Schlamm	max. 5	30 Min.
Feinkies	max. 5	30 Min.
gröberer Kies, Steine	evtl. mehr als 5	90 Min.
Block	max. 5	30 Min.
aufschwimmendes Material	max. 5	30 Min.
Moos und Makrophyten Quetschprobe	evtl. mehr als 5	60 Min.

Bestimmungsliteratur

Die Bestimmungsliteratur für das Phytobenthos exkl. Diatomeen und Charales ist relativ umfangreich und wird ständig weiterentwickelt. Zur Zeit sind für die Bestimmung der benthischen Algen folgende Werke zu Rate zu ziehen. Die essentiellen Werke sind grau unterlegt:

Gruppenübergreifende Literatur

- BURRELLY, P. (1968)
- BURRELLY, P. (1972)
- BURRELLY, P. (1970)
- ENTWISLE, T.J., SONNEMANN, J.A., LEWIS, S.H. (1997)
- JOHN, D.M.; WHITTON, B.A.; BROOK, A.J. (Hrsg.; 2002)
- KANN, E. (1978)
- LINNE VON BERG, K.-H. & MELKONIAN, M. (2004)
- PANKOW, H. (1990):
- SIMONS, J.; LOKHORST, G.M.; VAN BEEM, A.P. (1999)
- WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. (2003)

Nostocophyceae

- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. (1988a, b)
- GEITLER, L. (1932)

- KANN, E. & KOMÁREK, J. (1970)
- KOMÁREK, J. (1999)
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1989)
- KOMÁREK J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1998)
- KOMÁREK, J. ANAGNOSTIDES K. (2005)
- KOMÁREK, J. & KANN, E. (1973)
- KOMÁREK, J. & KOVÁČIK, L. (1987)
- MOLLENHAUER, D., BENGTSSON, R. & LINDSTRØM, E.-A. (1999)
- STARMACH, K. (1966)

Bangiophyceae / Florideophyceae / Fucophyceae

- COMPÈRE, P. (1991)
- ELORANTA, P. & KWANDRANS, J. (1996)
- FRIEDRICH, G. (1966)
- KUMANO, S. (2002)
- LEUKART, P. & KNAPPE, J. (1995)
- NECCHI, O.; SHEATH, R.G.; COLE K.M. (1993a)
- NECCHI, O.; SHEATH, R.G.; COLE K.M. (1993b)
- NECCHI, O. & ZUCCHI, M.R. (1993)
- RIETH, A. (1979)
- SHEATH, R.G.; WHITTICK, A.; COLE K.M. (1994)
- SHEATH, R.G. & VIS, M.L. (1995)
- STARMACH, K. (1977)
- VIS, M.L.; SHEATH, R.G.; ENTWISLE, T.J. (1995)
- WEHR, J.D. & STEIN, J.R. (1985)

Ansonsten die gruppenübergreifende Literatur

Chrysophyceae/Synurophyceae

- KRISTIANSEN, J. & PREISIG, H.R. (2001)
- STARMACH, K. (1985)

Cryptophyceae / Dinophyceae

- FOTT, B. (1968)
- POPOVSKY, J. & PFIESTER, L.A. (1990)

Euglenophyceae

- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955)
- KUSEL-FETZMANN, E. (2002)
- WOŁOWSKI, K. (1998)
- WOŁOWSKI, K. & HINDÁK, F. (2005)

Tribophyceae

- CHRISTENSEN, T.A. (1970)
- Ettl, H. (1978)
- RIETH, A. (1980)

Chlorophyceae / Trebouxiophyceae / Ulvophyceae / Tetrasporales/

- LOCKHORST, G.H. (1999)
- Ettl, H. (1983)
- Ettl, H. & GÄRTNER, G. (1988)
- FOTT, B. (1972)
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1961)
- KOMÁREK, J. & FOTT, B. (1983)
- MROZINSKA, T. (1985)
- PRINTZ, H. (1964)
- STARMACH, K. (1972)
- HOEK, C. (1963)

Charales excl. Characeae

- COESEL, P.M. (1982)
- COESEL, P.M. (1983)
- COESEL, P.M. (1985)
- COESEL, P.M. (1991)
- COESEL, P.M. (1994)
- COESEL, P.M. (1997)
- CROASDALE, H. & FLINT, E.A. (1986)
- CROASDALE, H. & FLINT, E.A. (1988)
- CROASDALE, H.; FLINT, E.A.; RACINE, M.M. (1994)
- FÖRSTER, K. (1982)
- KADLUBOWSKA, J.Z. (1984)
- LENZENWEGER, R. (1996)
- LENZENWEGER, R. (1997)
- LENZENWEGER, R. (1999)
- LENZENWEGER, R. (2003)
- RŮŽIČKA, J. (1977)
- RŮŽIČKA, J. (1981)

Zusammenfassung und Aufbereitung der Daten

Die Taxalisten der einzelnen Unterbefunde werden nach der mikroskopischen Analyse zu einem **Gesamtbefund** zusammengeführt. Dieser bekommt die Unterbefundnummer 1. Darin werden alle Taxa aufgeführt, die im mikroskopischen Protokoll der Häufigkeit 3 (mikroskopisch massenhaft) zugeordnet wurden. Gleichzeitig müssen für die endgültige Festlegung der Abundanzen die im Feldprotokoll vermerkten Deckungsgrade der einzelnen Beläge in den Unterproben beachtet werden. Die endgültigen Abundanzen der Taxa werden so schließlich entsprechend den in Tabelle 31 genannten Häufigkeiten zugeordnet.

Tabelle 31: Häufigkeitsschätzungen reduziertes Verfahren

Häufigkeit	Beschreibung
5	Massenhaft, mehr als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad > 33%)
4	häufig, aber weniger als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad 5-33%)
3	Makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder „5% Deckungsgrad“) oder mikroskopisch massenhaft

Nach der mikroskopischen Analyse liegen für jede Probenahme die Ergebnisse in Form von Artenlisten (inkl. Häufigkeitsangaben zu jeder Art) vor. Ausgehend von diesen Artenlisten kann eine Bewertung der Probestelle zum Zeitpunkt der Probenahme vorgenommen werden.

Anmerkung: Beim **vollständigen** Verfahren wird zu jeden Taxon die höchste Häufigkeit angegeben, die ihm bei der mikroskopischen Analyse zugeschrieben wurde. Falls ein Taxon in mindestens drei Unterbefunden mit derselben Häufigkeit auftrat, wird seine Häufigkeit für den Gesamtbefund um eine Stufe höher gesetzt. So wird beispielsweise einem Taxon, das in vier Unterproben mikroskopisch selten auftrat (Häufigkeitsklasse 1), für den Gesamtbefund die Häufigkeitsklasse 2 zugewiesen. Bei den Taxa, die mikroskopisch massenhaft auftraten, müssen für die endgültige Festlegung der Häufigkeit die in den Feldprotokollen vermerkten Abundanzen oder Deckungsgrade der Beläge und Wuchsformen hinzugezogen werden. Auf diese Weise können die endgültigen Abundanzen der Taxa entsprechend **Tabelle 32** festgelegt werden.

Tabelle 32: Häufigkeitsschätzungen vollständiges Verfahren

Häufigkeit	Beschreibung
5	massenhaft, mehr als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad > 33 %)
4	häufig, aber weniger als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad 5–33 %)
3	makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder „5 % Deckungsgrad“) oder mikroskopisch massenhaft
2	mikroskopisch häufig
1	mikroskopisch selten

6.2 Bestimmung des Fließgewässertyps

Die Anwendung des Verfahrens bedingt die korrekte Zuordnung des beprobten Gewässers zu den für die Organismengruppe Makrophyten & Phytobenthos ermittelten biozönotischen Typen. **Die bundesweite LAWA-Typenkarte kann als Hilfe für die Typermittlung dienen, nicht aber als alleinige Grundlage. Die relevanten Zusatzinformationen müssen immer beachtet werden.**

Sollten die relevanten Parameter für die Ermittlung der Makrophyten- oder Phytobenthostypen anthropogen überformt sein, sind für die Typzuweisung Werte zu verwenden, wie sie an dieser Stelle im ursprünglichen Zustand (Referenzzustand) vorliegen würden. Das kann vor allem die Gewässertiefe, die Fließgeschwindigkeit, die Breite und selten auch Säurekapazität bzw. Gesamthärte betreffen. Ist eine solche Beeinträchtigung zu erkennen (z.B. Rückstau, Sohlrampe), bzw. bekannt (z.B. Kalibergbau im Oberlauf, Einleitung von gekalktem Wasser aus einer Kläranlage in silikatischem Gebiet), müssen deren Auswirkungen (z.B. veränderte Fließgeschwindigkeit oder erhöhte Gesamthärte) bei der Typeinteilung außer Acht gelassen werden. Evtl. können diese Informationen aus der Zuordnung der Messstelle in die LAWA-Typologie geschlossen werden.

Wird für die Makrophyten der Typ MRK ermittelt wobei der gemessenen Säurekapazitäts- bzw. Gesamthärtewert nur um wenig über dem Grenzwert von 1,4 mmol/l liegt, und sich die Probe- stelle in einer silikatischen Geologie befindet, so ist für die Makrophyten auch der zum karbonatischen Typ MRK parallele silikatische Typ MRS zu berechnen und die Ergebnisse zu diskutieren.

Liegen keine Messungen zu Säurekapazität und Gesamthärte vor, so ist im Falle der Typen MRS bzw. MRK das Resultat der Berechnungen genau auf Plausibilität zu überprüfen, ggf. muss der jeweils parallele Typ ebenfalls berechnet werden. Die beiden Ergebnisse müssen diskutiert werden.

Gleiches gilt für die Typzuordnung bei der Teilkomponente Phytobenthos ohne Diatomeen bezüglich der Unterscheidung silikatisch/karbonatisch bzw. basenarm/basenreich.

Ist die Typzuordnung unsicher, muss immer der parallele Typ ebenfalls ermittelt und für diesen der ökologische Zustand berechnet werden. Unsicherheiten können z. B. aufgrund fehlender Informationen auftreten oder aufgrund der Lage der Probestelle oder deren chemisch-physikalischen Kennwerte in einem Grenzbereich. Die beiden Ergebnisse müssen diskutiert werden.

Als Hilfe für die Zuordnung der Makrophytentypen wurden Steckbriefe erstellt, sie befinden sich im Anhang, Seite 230 bis 242.

Probleme bei der Zuweisung des biozönotischen Diatomeentypen können sich im Übergangsbereich der Ökoregionen und bei geologisch heterogenem Untergrund im Einzugsgebiet ergeben. Letzteres gilt insbesondere für Gewässer mit sowohl silikatisch als auch karbonatisch geprägten Einzugsgebieten, deren Bewertung sich im Modul „Trophie-Index“ unterscheiden (SCHAUMBURG et al. 2005). In diesem Fall muss die Typisierung anhand der im Einzugsgebiet vorherrschenden Geologie (silikatisch bzw. karbonatisch) erfolgen und entsprechend diskutiert werden. Als Hilfskriterium kann ein Trennwert der Gesamthärte oder Säurekapazität von 1,4 mmol/l heran-

gezogen werden. Auf das Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ wirkt sich eine Mischgeologie hingegen nicht aus, da in diesem Fall sowohl die silikatischen als auch die karbonatischen Referenzarten herangezogen werden können (siehe Kapitel 6.3.2.1).

Alpen

Da für die Ökoregion Alpen aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt. Die biozönotischen Gewässertypen in der Ökoregion Alpen werden nach Tabelle 33 und Tabelle 34 ermittelt.

Tabelle 33: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung in der Ökoregion Alpen.

Makrophyten	
1a	Tiefenklasse = 1 → Typ MRK
1b	Tiefenklasse ≥ 2 → 2
2a	mittlere Breite ≥ 40m → 5
2b	mittlere Breite < 40m → 3
3a	Fließgeschwindigkeit > III → Typ MRK
3b	Fließgeschwindigkeit ≤ III → 4
4a	Grundwassereinfluss → Typ MPG
4b	kein Grundwassereinfluss → Typ MP
5a	Fließgeschwindigkeit > III → Typ MRK
5b	Fließgeschwindigkeit ≤ III → 6
6a	Tiefenklasse = 3 → Typ Mg
6b	Tiefenklasse < 3 → 4

Tabelle 34: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Alpen. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Diatomeen	
LAWA-Typ 1.1 → D 1.1
LAWA-Typ 1.2 → D 1.2

Alpenvorland

Die Fließgewässer des Tertiären Hügellandes, der Flussterrassen und Altmoränen im Alpenvorland gelten als leicht karbonatisch, aber auch silikatisch geprägt, die der Jungmoränenlandschaft als überwiegend karbonatisch (BRIEM 2003). Dieser Unterschied wirkt sich zwar in den Diatomeengesellschaften aus, es wurden jedoch in der vorliegenden Untersuchung keine silikatisch geprägten Makrophyten-Gesellschaften im Alpenvorland gefunden. Das bedeutet, dass theoretisch zwar die Bedingungen für einen Makrophytentyp MRS vorliegen können, dieses jedoch sehr unwahrscheinlich ist. Sollten nach der Typbestimmung diese Bedingungen festgestellt werden, sollten alle dafür erhobenen Parameter nochmals gründlich auf Richtigkeit überprüft und das gewonnene Ergebnis nur unter Vorbehalt verwendet werden. Nicht vorkommen kann der Fall eines Diatomeentyps für karbonatisch geprägte Gewässer in Kombination mit einem Makrophytentyp für silikatisch geprägte Gewässer.

Da für die Fließgewässer des Alpenvorlandes aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt.

Die biozönotischen Gewässertypen im Alpenvorland werden nach Tabelle 35 und Tabelle 36 ermittelt.

Tabelle 35: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung im Alpenvorland.

Makrophyten		
1a	Tiefenklasse = 1	→ 2
1b	Tiefenklasse ≥ 2	→ 3
2a	Maximalwert Gesamthärte oder Medianwert Säurekapazität 4,3 < 1,4 mmol/l	→ Typ MRS
2b	Maximalwert Gesamthärte und Medianwert Säurekapazität 4,3 ≥ 1,4 mmol/l	→ Typ MRK
3a	mittlere Breite ≥ 40m	→ 6
3b	mittlere Breite < 40m	→ 4
4a	Fließgeschwindigkeit > III	→ 2
4b	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 5
5a	Grundwassereinfluss	→ Typ MPG
5b	kein Grundwassereinfluss	→ Typ MP
6a	Fließgeschwindigkeit > III	→ 2
6b	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 7
7a	Tiefenklasse = 3	→ Typ Mg
7b	Tiefenklasse < 3	→ 5

Tabelle 36: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Alpenvorland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Diatomeen		
LAWA-Typ 2	→ D 2
LAWA-Typ 3	→ D 3
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Alpenvorland	→ D 3
LAWA-Typ 12	und Ökoregion Alpenvorland	→ D 3
LAWA-Typ 19	und Ökoregion Alpenvorland	→ D 3
LAWA-Typ 4	→ D 4

Mittelgebirge

Die in den Mittelgebirgen sehr verbreiteten Buntsandstein- und Vulkangebiete sowie die Gebiete mit Gneis-, Granit- und Schiefergesteinen sind silikatisch geprägt, ebenso wie die dort verlaufenden Fließgewässer. Allerdings kann aus dem Einzugsgebiet karbonatreiches Wasser zufließen, so dass die silikatische Prägung des Wassers weitgehend verloren geht. Diatomeengesellschaften werden dennoch in der silikatischen Form ausgebildet, bei Phytobenthos und Makrophyten eher in der karbonatisch geprägten Form. Daher ist eine Kombination von einem silikatischen Diatomeentyp mit einem karbonatischen Makrophyten- oder Phytobenthostyp durchaus möglich. Allerdings muss dann genau kontrolliert werden, ob die erhöhte Gesamthärte bzw. Säurekapazität, die zur Zuordnung zu karbonatischen Typen führen, nicht auf Einleitung z. B. von Industrieabwässern beruht. Dann muss nach dem entsprechenden silikatischen Typ ausgewertet werden.

Es kann nur in sehr seltenen Fällen zu einer Kombination von silikatischen Makrophyten- und Phytobenthostypen mit einem karbonatischen Diatomeentyp kommen. Sollte die Typermittlung eine solche Kombination ergeben, müssen alle relevanten Parameter nochmals auf Richtigkeit überprüft werden. Gegebenenfalls müssen die Messungen wiederholt oder eine andere Probestelle ausgewiesen werden.

Die biozönotischen Gewässertypen im Mittelgebirge werden nach Tabelle 37, Tabelle 38 und Tabelle 39 ermittelt.

Tabelle 37: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung im Mittelgebirge

Makrophyten		
1a	Tiefenklasse = 1	→ 2
1b	Tiefenklasse ≥ 2	→ 3
2a	Maximalwert Gesamthärte oder Medianwert Säurekapazität 4,3 < 1,4 mmol/l	→ Typ MRS
2b	Maximalwert Gesamthärte und Medianwert Säurekapazität 4,3 ≥ 1,4 mmol/l.	→ Typ MRK
3a	mittlere Breite ≥ 40m	→ 6
3b	mittlere Breite < 40m	→ 4
4a	Fließgeschwindigkeit > III	→ 2
4b	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 5
5a	Grundwassereinfluss	→ Typ MPG
5b	kein Grundwassereinfluss	→ Typ MP
6a	Fließgeschwindigkeit > III	→ 2
6b	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 7
7a	Tiefenklasse = 3	→ Typ Mg
7bc	Tiefenklasse < 3	→ 5

Tabelle 38: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Mittelgebirge. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Diatomeen		
LAWA-Typ 5	excl. Subtyp 5.2 (Vulkanite)	→ D 5
LAWA-Typ 5.1	→ D 5
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Mittelgebirge	→ D 5
LAWA-Typ 5.2	→ D 6
LAWA-Typ 9	→ D 7
LAWA-Typ 6	→ D 8.1
LAWA-Typ 19	und Ökoregion Mittelgebirge	→ D 8.1
LAWA-Typ 9.1	und Löss-, Keuper- und Kreideregionen excl. Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und andere Kalkregionen	→ D 8.2
LAWA-Typ 7	→ D 9.1
LAWA-Typ 9.1	und Muschelkalk-, Jura-, Malm-, Lias-, Dogger- und andere Kalkregionen excl. Löss-, Keuper- und Kreideregionen	→ D 9.2
LAWA-Typ 9.2	→ D 10.1
LAWA-Typ 10	→ D 10.2

Tabelle 39: Bestimmungsschlüssel zur Phytobenthos-Typfindung in der Ökoregion Mittelgebirge. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Phytobenthos ohne Diatomeen		
LAWA-Typ 5	→ MG_sil
LAWA-Typ 5.1	→ MG_sil
LAWA-Typ 5.2	→ MG_sil
LAWA-Typ 9	→ MG_sil
LAWA-Typ 6	→ MG_karb
LAWA-Typ 7	→ MG_karb
LAWA-Typ 9.1	→ MG_karb
LAWA-Typ 9.2	→ MG_karb
LAWA-Typ 10	→ MG_karb
LAWA-Typ 19	und Ökoregion Mittelgebirge	→ MG_karb

Norddeutsches Tiefland

Die biozönotischen Gewässertypen in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland werden nach Tabelle 40, Tabelle 41 und Tabelle 42 ermittelt. Die Bezeichnungen „basenarme Ausprägung“ und „basenreiche Ausprägung“ bzw. „silikatische Ausprägung“ und „karbonatische Ausprägung“ entsprechen den Bezeichnungen „basenarm“ und „basenreich“ bzw. „silikatisch“ und „karbonatisch“ in den Steckbriefen der Fließgewässertypen Deutschlands (POTTGIESSER und SOMMERHÄUSER 2004).

Tabelle 40: Bestimmungsschlüssel zur Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland.

Makrophyten		
1a	mittlere Breite > 30 m	→ Typ TN _g
1b	mittlere Breite < 30 m	→ 2
2a	Fließgeschwindigkeit > III	→ Typ TR
2b	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 3
3a	Fließgeschwindigkeit = III	→ 4
3b	Fließgeschwindigkeit < III	→ 5
4a	Tiefenklasse = 1	→ Typ TR
4b	Tiefenklasse ≥ 2	→ 5
5a	mittlere Breite ≥ 5 m	→ TN
5b	mittlere Breite < 5 m	→ 6
6a	Tiefenklasse = III	→ TN
6a	Tiefenklasse = II	→ TN _k

Tabelle 41: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Diatomeen		
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung	D 11.1
LAWA-Typ 14	und basenarme Ausprägung	D 11.1
LAWA-Typ 16	und basenarme Ausprägung	D 11.1
LAWA-Typ 12	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung,	D 11.2
	EZG < 1.000 km ²	
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	D 12.1
LAWA-Typ 14	D 12.1
LAWA-Typ 16	D 12.1
LAWA-Typ 19	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland	D 12.1
LAWA-Typ 15	und EZG < 1.000 km ² , excl. Lössregion	D 12.2
LAWA-Typ 17	und EZG < 1.000 km ²	D 12.2
LAWA-Typ 12	und EZG < 1.000 km ² ,	D 12.2
	Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	
LAWA-Typ 15	und EZG > 1.000 km ² , excl. Lössregion	D 13.1
LAWA-Typ 17	und EZG > 1.000 km ²	D 13.1
LAWA-Typ 12	und EZG > 1.000 km ² , Ökoregion Norddeutsches Tiefland,	D 13.1
	basenreiche Ausprägung	

Tabelle 42: Bestimmungsschlüssel zur Phytobenthos-Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)

Phytobenthos		
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung	NT_sil/org
LAWA-Typ 12	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenarme Ausprägung	NT_sil/org
LAWA-Typ 14	und basenarme Ausprägung	NT_sil/org
LAWA-Typ 16	und basenarme Ausprägung	NT_sil/org
LAWA-Typ 11	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	NT_karb
LAWA-Typ 12	und Ökoregion Norddeutsches Tiefland, basenreiche Ausprägung	NT_karb
LAWA-Typ 14	und basenreiche Ausprägung	NT_karb
LAWA-Typ 15	NT_karb
LAWA-Typ 16	und basenreiche Ausprägung	NT_karb
LAWA-Typ 17	NT_karb
LAWA-Typ 18	NT_karb
LAWA-Typ 19	NT_karb
LAWA-Typ 20	NT_karb

6.3 Bewertung

6.3.1 Makrophyten

6.3.1.1 Berechnung des Referenzindex

Zur Berechnung des Referenzindex werden **ausschließlich die submersen Arten** an der Probestelle herangezogen. Amphiphytische Taxa gehen, bei untergetauchtem Wachstum, in die Bewertung ein, helophytisch wachsende Arten werden nur in Form des Zusatzkriteriums „Helophytendominanz“ berücksichtigt.

Umrechnung von Pflanzenmengen in Quantitäten

Die nominal skalierten Werte der Pflanzenmengenskala werden **vor Durchführung von Berechnungen** in metrische Quantitätsstufen umgewandelt (Gleichung 7):

Gleichung 7: Umrechnung von Pflanzenmengen in Quantitäten

$$Pflanzenmenge^3 = Quantität$$

Zuordnung der Taxa zu den Artengruppen

Die an der Probestelle auftretenden Taxa werden den **typspezifischen** Artengruppen zugeordnet (Tabelle 43).

Tabelle 43: Liste der Indikatoren

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN	TR
<i>Agrostis gigantea</i>	B	B	B	B	B
<i>Agrostis stolonifera</i>	B	B	B	B	B
<i>Amblystegium fluviatile</i>	A	A	A	A	A
<i>Amblystegium humile</i>	B	B	B	B	B
<i>Amblystegium serpens</i>	B	B	B	B	B
<i>Amblystegium tenax</i>	B	B	A	A	A
<i>Amblystegium varium</i>	B	B	B	B	B
<i>Aneura pinguis</i>	B	B	B	B	B
<i>Angelica sylvestris</i>	B	B	B	B	B
<i>Apium nodiflorum</i>	B	B	B	B	B
<i>Apium repens</i>	B	B	B	B	B
<i>Azolla caroliniana</i>	C	C	C		
<i>Azolla filiculoides</i>	C	C	C	B	B
<i>Berula erecta</i>	B	B	B	A	A
<i>Blindia acuta</i>		A			
<i>Brachythecium plumosum</i>		A	A	A	A
<i>Brachythecium rivulare</i>	A	B	B	A	A
<i>Bryum turbinatum</i>	A	B		B	B
<i>Butomus umbellatus</i>	C	C	C	B	C
<i>Calliergon cordifolium</i>	B	B	B	B	B
<i>Calliergon giganteum</i>	A	B	A	A	A
<i>Callitriche cophocarpa</i>	B	B	B	B	B
<i>Callitriche hamulata</i>	A	A	A	A	A
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	B	B	B	B
<i>Callitriche obtusangula</i>	B	B	B	B	B
<i>Callitriche platycarpa</i>	B	B	B	A	A
<i>Callitriche stagnalis</i>	A		A	A	A
<i>Cardamine amara</i>	B	B	B	B	B
<i>Ceratophyllum demersum</i>	C	C	C	C	C
<i>Ceratophyllum submersum</i>				C	C
<i>Chara aspera</i>	A		A	A	A
<i>Chara contraria</i>	A		A	A	A
<i>Chara delicatula</i>	A		A	A	A
<i>Chara globularis</i>	A		A	A	A
<i>Chara hispida</i>	A		A	A	A
<i>Chara intermedia</i>	A		A	A	A
<i>Chara tomentosa</i>	A		A	A	A
<i>Chara vulgaris</i>	A		A	A	A
<i>Chiloscyphus pallescens</i>	A	A	A	A	A
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>		A	A	A	A
<i>Cinclidotus aquaticus</i>	A	B	B		
<i>Cinclidotus danubicus</i>	A	B	A	A	A
<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	A	B	A	A	A
<i>Cinclidotus riparius</i>	B		B		
<i>Conocephalum conicum</i>	A	B	B	B	A
<i>Cratoneuron filicinum</i>	A	A	A	A	A
<i>Dichodontium pellucidum</i>	A	A	A	A	A
<i>Drepanocladus aduncus</i>	A	B	B	A	A
<i>Drepanocladus sendtneri</i>	A	B	A	A	A
<i>Eleocharis acicularis</i>	A		A	A	A
<i>Elodea canadensis</i>	C	C	C	B	C
<i>Elodea nuttallii</i>	C	C	C	B	C
<i>Equisetum fluviatile</i>			B	A	A
<i>Equisetum palustre</i>			B		
<i>Eucladium verticillatum</i>	A	B			
<i>Fissidens adianthoides</i>	B	B	B	B	B
<i>Fissidens arnoldii</i>	A	A		A	A
<i>Fissidens crassipes</i>	B	B	B	A	A
<i>Fissidens grandifrons</i>	A	A			
<i>Fissidens gymnandrus</i>			B	B	B
<i>Fissidens pusillus</i>	B	B	B	B	B
<i>Fissidens rivularis</i>	A	A	A	A	A

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN	TR
<i>Fissidens rufulus</i>	A	A	A	A	A
<i>Fontinalis antipyretica</i>	B	B	B	B	B
<i>Fontinalis hypnoides</i>	A	A	A	A	A
<i>Fontinalis squamosa</i>		A	A		A
<i>Galium palustre</i>	B	B	B	B	B
<i>Glyceria fluitans</i>	B	B	B	B	B
<i>Glyceria maxima</i>	B	B	B	B	B
<i>Groenlandia densa</i>	B		A	A	B
<i>Hippuris vulgaris</i>	B	B	A	A	
<i>Hottonia palustris</i>	C		B	A	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	C		B	B	B
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>			B	B	B
<i>Hygrohypnum duriusculum</i>		A			A
<i>Hygrohypnum eugyrium</i>	A	A			
<i>Hygrohypnum luridum</i>	A	B	A	A	A
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	A	V	A	A	A
<i>Hymenostylium recurvirostre</i>	A		A		
<i>Hyocomium armoricum</i>	A	V	A		
<i>Isolepis fluitans</i>				A	A
<i>Juncus articulatus</i>	B	B	A	B	B
<i>Juncus bulbosus</i>			A	A	A
<i>Juncus subnodulosus</i>	A		A		
<i>Jungermannia atrovirens</i>	A	A	A		
<i>Jungermannia exsertifolia</i>	A	V			
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i>	A	V			
<i>Lagarosiphon major</i>	C		C		C
<i>Lemna gibba</i>	C		C	C	C
<i>Lemna minor</i>	C	C	C	B	C
<i>Lemna minutula</i>				B	C
<i>Lemna trisulca</i>	C		B	B	C
<i>Leptodictyum riparium</i>	C	C	B	B	C
<i>Leskea polycarpa</i>	B	B		B	B
<i>Lunularia cruciata</i>			B	B	
<i>Marchantia polymorpha</i>	B	B	B	B	B
<i>Marsupella emarginata</i>	A	V	A	A	A
<i>Marsupella emarginata</i> var. <i>aquatica</i>	A	V	A	A	A
<i>Mentha aquatica</i>	B	B	B	B	B
<i>Myosotis palustris</i>	B		B	B	B
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	A	A	A	A	A
<i>Myriophyllum spicatum</i>	C	C	C	B	C
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			B	B	
<i>Najas marina</i>	B		B		
<i>Najas minor</i>	C		C		
<i>Nardia compressa</i>	A	A		A	
<i>Nasturtium microphyllum</i>				B	B
<i>Nasturtium officinale</i>	B	B	B	A	B
<i>Nitella flexilis</i>	B	B	A	A	A
<i>Nitella mucronata</i>	A		A	A	A
<i>Nitella opaca</i>	A		A	A	A
<i>Nitella tenuissima</i>	A		A	A	A
<i>Nitelopsis obtusa</i>	A		A	A	A
<i>Nuphar lutea</i>	C	C	C	B	C
<i>Nymphaea alba</i>	C		B	B	C
<i>Nymphoides peltata</i>			B		
<i>Octodicerias fontanum</i>	B	B	B	B	B
<i>Oenanthe aquatica</i>	B		B		
<i>Oenanthe fluviatilis</i>			B		
<i>Palustriella commutata</i>	A	A	A	A	A
<i>Palustriella decipiens</i>					A
<i>Pellia epiphylla</i>		V			A
<i>Phalaris arundinacea</i>	B	B	B	B	B
<i>Philonotis calcarea</i>	A		A		
<i>Plagiomnium undulatum</i>		B			B

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN	TR
Plagiothecium succulentum		B	B	B	B
Pohlia wahlenbergii	B	B	B	B	B
Polygonum amphibium	B		B	B	B
Polygonum hydropiper	B	B		B	B
Porella cordeana		A	A		
Potamogeton acutifolius				A	
Potamogeton alpinus	A	A	A	A	A
Potamogeton berchtoldii	C	C	B	C	C
Potamogeton coloratus	A	A	A	A	A
Potamogeton compressus				B	
Potamogeton crispus	C	C	C	C	C
Potamogeton filiformis	B	B	B	A	B
Potamogeton friesii	B	C	B	C	C
Potamogeton gramineus			A	A	B
Potamogeton helveticus	C		C	A	
Potamogeton lucens	C	C	C	A	C
Potamogeton lucens x natans	C		B		C
Potamogeton lucens x perfoliatus	C		B		C
Potamogeton natans	C	C	B	B	B
Potamogeton natans x nodosus	C		B	B	
Potamogeton nodosus	C	C	C	B	C
Potamogeton obtusifolius	B	B	B	B	B
Potamogeton pectinatus	C	C	C	C	C
Potamogeton perfoliatus	C	C	B	A	C
Potamogeton polygonifolius		A	A	A	B
Potamogeton praelongus				A	
Potamogeton pusillus	C	C	B	C	C
Potamogeton trichoides	C	C	C	C	C
Potamogeton x nitens	B		A		
Potamogeton x zizii				A	
Racomitrium aciculare	A	A		A	A
Racomitrium aquaticum		A			
Ranunculus aquatilis	C	B	B		
Ranunculus circinatus	B	B	B	B	C
Ranunculus circinatus x trichophyllus	B		B		
Ranunculus flammula		B		A	A
Ranunculus fluitans	B	B	B	B	A
Ranunculus fluitans x trichophyllus	B	B	B	B	A
Ranunculus hederaceus				A	
Ranunculus peltatus	B	B	B	B	A
Ranunculus penicillatus	B	B	B	B	A
Ranunculus trichophyllus	B	B	B	B	
Ranunculus x cookii	B		B		
Rhynchostegium alopecurioides		A		A	A
Rhynchostegium riparioides	B	B	B	B	B
Riccardia chamaedryfolia	A	A			A
Riccia fluitans	B	C	B	A	C
Riccia rhenana	B	C	B	A	C
Ricciocarpos natans	A	B		C	C
Sagittaria latifolia	C		C		C
Sagittaria sagittifolia	C		C	B	C
Scapania undulata		V	A	A	A
Schistidium rivulare		A		A	A
Schoenoplectus lacustris	B	B	B	B	B
Scorpidium scorpioides	A	B	A		A
Sparganium emersum	C	C	C	B	C
Sparganium erectum	C		C	B	C
Sparganium minimum				A	C
Sphagnum		V	A	A	A
Spirodela polyrhiza	C	C	C	C	C
Stratiotes aloides				A	?
Thamnobryum alopecurum	A	B	A		A
Tolypella glomerata			A		

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN	TR
Tolypella prolifera			A		
Trapa natans	C			C	C
Utricularia australis	A		A		
Utricularia ochroleuca	A		A		
Utricularia vulgaris			A	A	
Veronica anagallis-aquatica	B	B	B	B	B
Warnstorfia exannulata		A			A
Warnstorfia fluitans	A	V	A	A	A
Zannichellia palustris	C	C	C	C	C

Berechnung der Gesamtquantitäten

Die aus den Pflanzenmengen berechneten Quantitäten der Arten einer Probestelle werden für jede der Taxagruppen gesondert, sowie für alle an der Probestelle vorkommenden submersen Arten aufsummiert.

Sollten bei neuen Kartierungen **Arten** auftreten, die **in der angegebenen Artenliste nicht genannt** werden, sollen diese Arten für die Indexbewertung nicht berücksichtigt werden. Da bei einem größeren Anteil nicht eingestufte (= nicht indikativer) Arten eine Verfälschung des Indexwertes zu erwarten ist, soll bei einem Anteil von $\geq 25\%$ nicht indikativer Arten an der Gesamtquantität der Index als nicht gesichert betrachtet werden.

Kriterien für gesicherte Bewertungen

Um eine **gesicherte Bewertung** zu erhalten muss

- die Gesamtquantität aller an der Probestelle vorkommenden submersen Arten mindestens 26 betragen, und zugleich
- der Anteil der eingestuften Arten über 75 % liegen.

Bei geringerem Makrophytenvorkommen gilt die aus dem Indexwert ermittelte Ökologische Qualitätsklasse als nicht gesichert. Sie kann dann nur als unterstützende Tendenz in die Gesamtbewertung einfließen. Für Stellen, welche die Mindest-Gesamtquantität nicht erreichen, muss überprüft werden, ob es hierfür natürliche Ursachen gibt oder ob eine Makrophytenverödung z. B. durch Eutrophierung vorliegt. Im letzten Fall sind die entsprechenden Stellen mit der Ökologischen Zustandsklasse fünf (ungesichert) zu bewerten.

Makrophytenverödung muss immer nachgewiesen und anhand von strukturellen, chemisch-physikalischen oder biologischen Erhebungen belegt werden. Verödung kann z. B. bei zu starker trophischer oder saprobieller Belastung, bei Herbizideinschwemmung, bei starker Versauerung, Mahd oder Räumung, oder Besatz mit herbivoren Fischen vorliegen.

Berechnung des Referenzindex

Die Berechnung des Referenzindex erfolgt für die **Typen MRK, MP(G), TR, TN_k, TN** sowie **TN_g** anhand folgender Formel (Gleichung 8):

Gleichung 8: Berechnung des Referenzindex

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Für Typ MRS erfolgt die Indexberechnung nach folgender modifizierter Formel (Gleichung 9):

Gleichung 9: Berechnung des Referenzindex für Typ MRS

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_V} Q_{Vi} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q_{Vi} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe V
Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n_V = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe V
n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

6.3.1.2 Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren

Bei der Ermittlung des Referenzindex sind die folgenden typspezifischen Besonderheiten und Voraussetzungen zu beachten.

Typ MRK

Die Bewertung innerhalb des Makrophytentyps MRK weist keine Besonderheiten im Bewertungsverfahren auf.

Der Referenzindex wird nach Gleichung 8 berechnet.

Zusatzkriterien werden nicht berechnet.

Typ MRS

Der Referenzindex für den Typ MRS wird nach Gleichung 9 berechnet.

Zusätzlich zur Makrophytenverödung muss hier auf Verödung der Moosvegetation geprüft werden.

Das relevante Zusatzkriterium für den Typ MRS ist die Versauerung. Versauerung liegt vor, wenn die Arten der an diesem Gewässerabschnitt kartierte **Moosvegetation zu 100% aus Artengruppe V** stammen. Liegt eine Versauerung vor, besteht an der Probestelle Handlungsbedarf.

Typ MP(G)

Typ MPG liegt bei erhöhtem Grundwassereinfluss vor. Fließgewässer mit erhöhtem **Grundwasserzufluss** haben im Vergleich zu nicht grundwasserbeeinflussten Gewässern eine geringe Temperaturamplitude, d. h. sie sind winterwarm und sommerkühl (POTT & REMY 2000). Sie besitzen meist relativ hohe CO₂-Gehalte (SCHWOERBEL 1994) und sind im natürlichen Zustand oligotroph.

Der Referenzindex für die Typen MP und MPG wird nach Gleichung 8 berechnet.

Das Zusatzkriterium „Mindestanzahl“ greift bei beiden Subtypen MP und MPG in Zusammenhang mit der Höhe des RI-Wertes.

- bei RI-Wert größer –70 und weniger als vier submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 30.

Typ TR

Der Referenzindex für den Typ TR wird nach Gleichung 8 berechnet.

Das Zusatzkriterium „Helophytendominanz“ gilt als erfüllt, wenn das Gewässerbett eines Abschnitts durchgehend und dicht mit einer oder mehreren der folgenden **emers vorkommenden** Arten bewachsen ist:

- *Glyceria maxima*
- *Phalaris arundinacea*
- *Phragmites australis*
- *Sagittaria sagittifolia*
- *Sparganium emersum*
- *Sparganium erectum*
- *Urtica dioica*

Die Zusatzkriterien für den Typ TR sind:

- bei $RI \geq 0$ und Helophytendominanz verringert sich der RI um 80

Typ TN_k

Der Referenzindex für den Typ TN_k wird nach Gleichung 8 berechnet.

In die Bewertung der Zusatzkriterien gehen eine Mindestanzahl, die Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus ssp.*, Helophytendominanz und Evenness ein.

Das Kriterium „Helophytendominanz“ gilt als erfüllt, wenn das Gewässerbett eines Abschnitts durchgehend und dicht mit einer oder mehreren der folgenden **emers vorkommenden** Arten bewachsen ist:

- *Glyceria maxima*
- *Phalaris arundinacea*
- *Phragmites australis*
- *Sagittaria sagittifolia*
- *Sparganium emersum*
- *Sparganium erectum*
- *Urtica dioica*

Das Kriterium „Evenness“ (Gleichung 11) berechnet sich aus dem Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER(1949)(Gleichung 10).

Gleichung 10: Berechnung des Diversitäts-Index

$$H_s = - \sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i$$

H_s = Diversitäts-Index
 N_i = Quantität der Art i /Gesamtquantität aller Arten
 s = Gesamt-Taxazahl der Biozönose

Gleichung 11: Berechnung der Evenness

$$E = \frac{H_s}{\ln s}$$

E = Evenness
H_s = Diversitäts-Index nach SHANNON-WEAVER
s = Gesamtartenzahl

Die Zusatzkriterien für den Typ TN_k lauten:

- bei RI ≥ 0 und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20
- bei RI ≥ 0 und einer Evenness < 0,75 verringert sich der RI um 30
- bei RI ≥ 0 und einer Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus spp.* > 60 % verringert sich der RI um 80
- bei RI ≥ 0 und Helophytendominanz verringert sich der RI um 80
- wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100, wird er auf -100 gesetzt

Typ TN

Der Referenzindex für den Typ TN wird nach Gleichung 8 berechnet.

In die Bewertung der Zusatzkriterien gehen eine Mindestartenzahl, die Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus spp.*, Helophytendominanz und Evenness ein.

Das Zusatzkriterium „Helophytendominanz“ gilt als erfüllt, wenn das Gewässerbett eines Abschnitts durchgehend und dicht mit einer oder mehreren der folgenden **emers vorkommenden** Arten bewachsen ist:

- *Glyceria maxima*
- *Phalaris arundinacea*
- *Phragmites australis*
- *Sagittaria sagittifolia*
- *Sparganium emersum*
- *Sparganium erectum*
- *Urtica dioica*

Das Kriterium „Evenness“ (Gleichung 11) berechnet sich aus dem Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER(1949)(Gleichung 10).

Die Zusatzkriterien für den Typ TN sind:

- bei RI ≥ -20 und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20
- bei RI ≥ -20 und einer Evenness < 0,75 verringert sich der RI um 30
- bei RI ≥ -20 und einer Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus spp.* > 60 % verringert sich der RI um 80
- bei RI ≥ -20 und Helophytendominanz verringert sich der RI um 80
- wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100, wird er auf -100 gesetzt

Typ TN_g

Der Referenzindex für den Typ TN_g wird nach Gleichung 8 berechnet.

In die Bewertung der Zusatzkriterien gehen eine Mindestartenzahl, die Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus ssp.* und Evenness ein.

Das Kriterium „Evenness“ (Gleichung 11) berechnet sich aus dem Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER(1949)(Gleichung 10).

Die Zusatzkriterien für den Typ TN_g sind:

- bei $RI \geq -40$ und weniger als fünf submers vorkommenden Taxa verringert sich der RI um 20
- bei $RI \geq -40$ und einer Evenness $< 0,75$ verringert sich der RI um 30
- bei $RI \geq -40$ und einer Gesamtquantität der Taxa *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus spp.* $> 60\%$ verringert sich der RI um 80
- wird der RI durch die Anwendung mehrerer Kriterien < -100 , wird er auf -100 gesetzt

6.3.2 Diatomeen

6.3.2.1 Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeit der an der Gewässerstelle präsenten Referenzarten, wobei zwischen Allgemeinen Referenzarten und Typspezifischen Referenzarten unterschieden wird. Bei den Allgemeinen Referenzarten handelt es sich überwiegend um oligotraphente und oligo-mesotraphente Diatomeen, es sind aber auch bezüglich der trophischen Situation euryöke Arten enthalten. Die überwiegende Zahl der Arten weist eine eindeutige geochemische Präferenz auf und lässt sich entweder dem silikatischen oder dem karbonatischen Arteninventar zuordnen. Eine geringe Zahl von Arten verhält sich indifferent gegenüber dem Kalkgehalt und ist in beiden geochemischen Gewässertypen zu finden. In Tabelle 50 sind die insgesamt 442 Allgemeinen Referenzarten und ihre geochemische Präferenzen zu entnehmen. Die Verwendung der silikatischen und karbonatischen Referenzartensätze für die verschiedenen Diatomeentypen findet sich in Tabelle 44.

Tabelle 44: Verwendung der silikatischen und karbonatischen Referenzartensätze in den verschiedenen Diatomeentypen. Subtypen sind in dieser Tabelle zu übergeordneten Typen zusammengefasst.

Diatomeenty p	Silikatische Referenzarten	Karbonatische Referenzarten
1		x
2	x	x
3		x
4	x	x
5	x	
6	x	
7	x	x
8		x
9		x
10	x	x
11	x	x
12	x	x
13	x	x

Die Liste der Allgemeinen Referenzarten gibt nicht für alle biozönotischen Typen das tatsächlich zu erwartende Arteninventar im sehr guten Zustand wieder. Sie stellt vielmehr in offener Form einen „Artenpool“ für zukünftige Erweiterungen der Referenzarteninventare der verschiedenen Diatomeentypen (Tabelle 20) zur Verfügung, die bei erweitertem Kenntnisstand im Zuge der Erhöhung der Zahl von Gewässern im sehr guten ökologischen Zustand zu erwarten sind. Im Falle der meisten Arten sind die geochemischen Präferenzen bekannt und anhand von Literaturdaten ausreichend abgesichert. Lässt sich die geochemische Präferenz derzeit nicht sicher charakterisieren, ist dies in Tabelle 50 ausgewiesen. Betroffen sind hierbei vor allem seltene und/oder zumeist individuenarm auftretende Taxa.

Die sogenannten Typspezifischen Referenzarten sind weder auf den jeweiligen Typ beschränkt, noch dürfen sie als Referenzarten im engeren Sinne gelten. Es handelt sich vielmehr um Ubiquisten, die allerdings bereits im sehr guten und guten ökologischen Zustand individuenreich auftreten können.

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

Zusätzlich geht in den Typen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes (Typ D 5 bis D 13, inklusive Subtypen) die Diversität der Gesellschaften in die Bewertung ein (SCHAUMBURG et al. 2005). Überschreitet in einem Gewässer dieser Typen der prozentuale Anteil einer Typspezifischen Referenzart den Wert von 40% (Massenvorkommen), wird von der Summe aller in der Probe vorkommenden Referenzarten der Wert 25 subtrahiert. Bei Massenvorkommen einer Allgemeinen Referenzart in den Diatomeentypen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes wird hingegen eine zweite Probenahme zur Absicherung der Bewertung angeraten.

6.3.2.2 Bewertungsmodul „Trophie- und Saprobienindex“

Zur Bewertung der biozönotischen Fließgewässertypen 1 bis 12 wird der Trophie-Index von ROTT et al. (1999) herangezogen (Gleichung 12). Die artspezifischen Kenngrößen sind Tabelle 51 zu entnehmen.

Zur Bewertung der Gewässer des Diatomeentyps 13 (große Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes) wird der Saprobienindex herangezogen Gleichung 13, Tabelle 21 und Tabelle 51.

Gleichung 12: Berechnung des Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)

$$TI = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i * G_i * H_i}{\sum_{i=1}^n G_i * H_i}$$

TI : Trophie-Index
TW_i : Trophiewert der Art *i*
G_i : Indikationsgewicht der Art *i*
H_i : Häufigkeit der Art *i* in Prozent

Gleichung 13: Berechnung des Saprobienindex nach ROTT et al. (1997)

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

SI : Saprobienindex
 SW_i : Saprobienwert der Art i
 G_i : Indikationsgewicht der Art i
 H_i : Häufigkeit der Art i in Prozent

6.3.2.3 Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“

Die Berücksichtigung von Versauerungserscheinungen stellt in den Bächen des silikatischen Mittelgebirges, insbesondere in den Gewässerlandschaften des Buntsandsteins und Grundgebirges, eine unverzichtbare Komponente dar und erfolgt anhand des Vorkommens der quantitativ wichtigsten Indikatoren anthropogener Versauerung (Tabelle 45). Diese Arten sind typische Bestandteile ungestörter Zönosen und finden sich daher auch in der Liste der Allgemeinen Referenzarten. Im sehr guten ökologischen Zustand sind sie allerdings nur mit geringen bis mäßig hohen Individuenzahlen anzutreffen. Erst bei einsetzender Versauerung vermögen sie ihre Gesellschaftsanteile zu steigern und prägen die Gesellschaften permanent stark saurer Gewässer durch extrem hohe Anteile.

In Abhängigkeit von der Häufigkeit der Versauerungszeiger wird eine Abstufung der für die aus der gesamten Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos ermittelten ökologischen Zustandsklasse gemäß Tabelle 46 vorgenommen (siehe Kapitel Verschneiden des Ergebnisses mit zusätzlichen Kriterien, Seite 196). Diese einfache Form der Einbindung von Degradation infolge von Versauerung ist zur Bewertung gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie geeignet, stellt aber keinen Ersatz bestehender, ausschließlich der Versauerungsindikation dienender Verfahren dar (z.B. CORING 1999). In seiner Anwendung ist das Modul auf die silikatischen Gewässer des Mittelgebirges beschränkt.

Tabelle 45: Indikatoren anthropogener Versauerung

DV-Nr	Name	Autor
6253	Achnanthes helvetica	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
6975	Eunotia exigua	(BREBISSON) RABENHORST
6214	Eunotia incisa	GREGORY
6375	Eunotia rhomboidea	HUSTEDT
6383	Eunotia tenella	(GRUNOW) HUSTEDT
6513	Navicula mediocris	KRASSKE
6543	Navicula soehrensii	KRASSKE
16074	Pinnularia silvatica	PETERSEN
6126	Pinnularia subcapitata var. subcapitata	GREGORY
6665	Pinnularia subcapitata var. hilseana	(JANISCH) O.MUELLER

Tabelle 46: Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“

Summenhäufigkeit der Versauerungszeiger	Abstufung um
10% bis 25%	eine ökologische Zustandsklasse
26% bis 50%	zwei ökologische Zustandsklassen
51% bis 99%	drei ökologische Zustandsklassen
100%	vier ökologische Zustandsklassen

6.3.2.4 Bewertungsmodul „Halobienindex“

Zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Salzbelastung in limnischen Gewässern hat sich der Halobienindex bewährt, der auf der Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen basiert (ZIEMANN 1971, 1999). Unterschieden werden salzmeidende (haloxene bzw. halophobe) und salzliebende Taxa. Die Sammelgruppe der salzliebenden Taxa setzt sich aus halophilen, mesohaloben und polyhaloben Formen zusammen, die gemeinsam und ungewichtet in die Berechnung des Index eingehen (Gleichung 14). Die Arteninventare sind Tabelle 52 zu entnehmen. In der Tabelle nicht enthalten sind in der Tabelle die limnischen (oligohalob-indifferenten) Taxa, die jedoch bei der Berechnung durch die Summe im Nenner mit eingehen.

Halobienindizes um 0 kennzeichnen typische Süßgewässer, negative Indizes salzarme – zumeist elektrolytarme und/oder saure – Gewässer. Werte zwischen +10 und +30 weisen auf einen erhöhten Salzgehalt hin. Bei +30 beginnt der Bereich mäßiger Versalzung, bei +50 die Zone starker Versalzung. Die Umsetzung in ein Bewertungsmodul folgt der Definition dieser Bereiche nach ZIEMANN (1999) und ist Tabelle 48 zu entnehmen: Überschreitet der Halobienindex einen Wert von 15 und wird das Bewertungsmodul Diatomeen unabhängig von einer Bewertung nach WRRL alleine angewendet, so wird die ökologische Zustandsklasse um eine Qualitätsklasse abgestuft. Für die Bewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie mit Hilfe der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos hat das Metric „Versalzung“ lediglich informativen Charakter und kann im Bedarfsfall zur Planung von Sanierungsmassnahmen herangezogen werden.

In versalzten Gewässern sind häufig Massenvorkommen halophiler und/oder mesohalober Arten anzutreffen. Erfolgt die Berechnung des Halobienindex auf der Grundlage prozentualer Häufigkeiten hat dies zur Folge, dass individuenarme Vorkommen indikativer Arten unterbetont werden. Die Berechnung des Halobienindex wird daher auf der Basis von Abundanzen vorgenommen (ZIEMANN et al. 1999). Dazu müssen die aus der Zählung resultierenden Prozentwerte nach Tabelle 47 in Abundanzwerte transformiert werden.

In den natürlich salzbeeinflussten Typen 14 und 15 hat der Halobienindex keine Gültigkeit. In natürlich salzhaltigen, zum Beispiel durch Solequellen beeinflussten, Fließgewässern hat der Halobienindex ebenfalls keine Gültigkeit und entfällt als Bestandteil der Bewertung.

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

Gleichung 14: Berechnung des Halobienindex

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

$\sum h_H$ = Abundanzsumme der halophilen, mesohaloben u. polyhaloben Taxa
 $\sum h_x$ = Abundanzsumme der haloxenen Taxa
 $\sum h$ = Abundanzsumme aller in der Probe vorhandenen Taxa

Tabelle 47: Umwandlung der prozentualen Häufigkeiten in Abundanzwerte

Prozentuale Häufigkeit	Abundanz
≤ 1,0 %	2
> 1,0 % und ≤ 2,5 %	3
> 2,5 % und ≤ 10,0 %	5
> 10,0 % und ≤ 25,0 %	7
> 25,0 %	9

Tabelle 48: Bewertungsmodul „Versalzung“

Halobienindex	Abstufung um
> 15	eine ökologische Zustandsklasse

6.3.2.5 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Module

6.3.2.6 Gesamtmodul Diatomeen

Die Gesamtbewertung des Teilmoduls Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ zum $DIÖZ_{\text{Fließgewässer}}$. Für diese Verschneidung werden die errechneten Werte der beiden Komponenten (Gleichung 1, Gleichung 2, Gleichung 3) umgerechnet und die erhaltenen Ergebnisse arithmetisch gemittelt (Gleichung 4, Gleichung 5). Dieses Mittel, der Diatomeenindex $_{\text{Fließgewässer}}$ (DI_{FG}), geht in die Berechnung der ökologischen Zustandsklasse für Makrophyten & Phytobenthos ein.

Wurde eine zweimalige Probenahme durchgeführt, wird der Bewertung der höhere Diatomeenindex bzw. die schlechtere ökologische Zustandsklasse zugrunde gelegt.

Gleichung 15: Umrechnung der Referenzartensumme

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

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

Gleichung 16: Umrechnung des Trophie-Index (Diatomeentypen 1 bis 12)

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

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

Gleichung 17: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13)

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

M_{SI} : Modul Saprobienindex
 SI : berechneter Saprobienindex

Gleichung 18: Berechnung des DI_{FG} für die Diatomeentypen 1 bis 12

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

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

Gleichung 19: Berechnung des DI_{FG} für den Diatomeentyp 13

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

M_{ASR} :Modul Abundanzsumme Referenzarten
 SI :berechneter Saprobienindex

6.3.2.7 Weitergehende Metrics

Ergänzend zu den drei Modulen der Bewertung können weitere Auswertungen der Gesellschaftsstrukturen zusätzliche Informationen zur ökologischen Qualität des zu untersuchenden Gewässerabschnittes sowie Interpretationshilfen liefern. Dies gilt insbesondere für die Häufigkeit von planktischen Taxa, dem Vorkommen von Taxa der Roten Liste und der Heterogenität der Gesellschaft unter autökologischen Gesichtspunkten. In die Bewertung sind die genannten Aspekte aufgrund der unzureichenden Datenlage jedoch derzeit nicht zu integrieren.

Häufigkeit planktischer Taxa in Bächen und kleinen Flüssen

Das Vorkommen planktischer Taxa in Bächen (Einzugsgebiet < 100 km²) ist als direkte Folge struktureller Degradationen infolge von Aufstauen zu werten. In extremen Fällen übt das Diatomeenplankton einen wesentlichen Einfluss auf die benthischen Gemeinschaften aus (z.B. über Beschattung, Nährstoffkonkurrenz bzw. -freisetzung) und prägt auch durch seine jahreszeitliche Dynamik die natürlichen Umweltbedingungen der benthischen Gemeinschaften entscheidend mit. Zur Frage, inwieweit in kleinen Flüssen (Einzugsgebiet > 100 km² und < 1.000 km²) natürlicherweise mit der Entwicklung von Diatomeenplankton zu rechnen ist, liegen derzeit keine ausreichenden Daten vor. Nach MISCHKE (2005) sind auch die kleinen Flüsse, welche sich durch Chlorophyll a-Gehalte von über 20 µg/l auszeichnen, nicht zu den planktonführenden Gewässertypen zu rechnen. Die Häufigkeit planktischer Arten kann durch Schätzung von Häufigkeitsklassen erfolgen oder durch Ermittlung des Planktonanteils durch Zählen von 100 Objekten quantifiziert werden. Angaben zur Lebensform finden sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991). Eine Bestimmung der planktischen Formen ist grundsätzlich nicht erforderlich, kann sich jedoch als zusätzliche Information als nützlich erweisen.

Vorkommen von Arten der Roten Liste

Zur vergleichenden Betrachtung des Inventars und der Häufigkeiten gefährdeter Taxa wurde ein Rote Liste-Index (RLI, SCHAUMBURG et al. 2004a) entwickelt, der rechnerisch dem Rheo-Index von BANNING (1990) entspricht. Grundlage ist die Rote Liste der Kieselalgen Deutschlands von LANGE-BERTALOT (1996), die 535 Taxa umfasst. Dies entspricht 37% der in Deutschland nachgewiesenen Arten. Fast sämtliche als gefährdet ausgewiesene Arten sind in ihrem Vorkommen an oligotrophe bzw. dystrophe Habitate gebunden, die extrem gefährdete Lebensräume darstellen. Ihre Zahl ist in den vergangenen Jahrzehnten infolge von Eutrophierung durch punktuellen und diffusen Eintrag von Nährstoffen bzw. durch Versauerung infolge von atmosphärischer Deposition von Schwefeldioxid drastisch zurückgegangen. Den unterschiedlichen Gefährdungsgraden der Rote Liste-Arten wird mit einer Gewichtung Rechnung getragen (Gleichung 6).

Gleichung 20: Rote Liste-Index (RLI)

$$RLI = \frac{6 * (\sum Ai; RL1) + 5 * (\sum Ai; RL2) + 4 * (\sum Ai; RL3) + 3 * (\sum Ai; RL4) + 2 * (\sum Ai; RL5)}{6 * (\sum Ai; RL1) + 5 * (\sum Ai; RL2) + 4 * (\sum Ai; RL3) + 3 * (\sum Ai; RL4) + 2 * (\sum Ai; RL5) + 1 * (\sum Ai; RL6)}$$

RLI = Rote Liste-Index

Ai = relative Häufigkeit der Art i in Prozent

RLx = Gefährdungskategorie nach LANGE-BERTALOT (1996)

RL1 = „vom Aussterben bedroht“

RL2 = „stark gefährdet“

RL3 = „gefährdet“

RL4 = „Gefährdung anzunehmen“

RL5 = „extrem selten“

RL6 = nicht eingestufte und ungefährdete Arten

Zur Tauglichkeit des RLI liegen bislang nur Daten aus dem Projekt „Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ und dem „Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-WRRL“ vor. Im Gegensatz zu Seen, werden in Fließgewässern nur selten hohe Werte erreicht. Bei einem maximal möglichen Index von 1,0 werden lediglich in 2,7 % der insgesamt 1215 berücksichtigten Proben Werte über 0,30 verzeichnet. In 1% der Proben wird der Wert von 0,50 überschritten, der höchste Index liegt bei 0,96. Dabei sind typspezifisch deutliche Schwerpunkte zu beobachten. So wurden die höchsten Indizes nahezu ausschließlich in den Gesellschaften der Diatomeentypen 1 und 5 sowie in den Marschengewässern und Seeausflüssen registriert.

Autökologische Heterogenität

Bei großer Varianz der autökologischen Charakteristika der präsenten Arten liegt der Verdacht auf räumlich und/oder zeitlich begrenzte Störungen der Gesellschaften vor. Stark schwankende Verhältnisse können beispielsweise unter dem Einfluss punktueller oder kurzzeitiger saprobieller und trophischer Belastungen oder als Folge von Versauerungsschüben entstehen. In derartigen Fällen ist eine zweite Probenahme dringend anzuraten. Eine Ausnahme stellen die Marschengewässer (Diatomeentyp 14) dar, deren Gesellschaften sich durch die Koexistenz von marinen Taxa und Charakterarten silikatisch und organisch geprägter Gewässer auszeichnen.

Tabelle 49: Typspezifische Referenzarten
(Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.)

DV-Nr.	Taxon	Diatomeentyp												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
6180	<i>Achnanthes clevei</i>										X		X	X
6855	<i>Achnanthes conspicua</i>									X	X		X	X
6703	<i>Achnanthes kolbei</i>												X	
6260	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>					X	X					X		
16127	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>					X	X	X		-		X		
6263	<i>Achnanthes lauenburgiana</i>								X				X	
6984	<i>Achnanthes ploenensis</i>										X		X	X
6983	<i>Amphora pediculus</i>		X	X	X				X	X	X		X	X
6306	<i>Cocconeis neothumensis</i>										X		X	X
6020	<i>Cocconeis pediculus</i>													X
6726	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
6728	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
6021	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
6307	<i>Cocconeis pseudothumensis</i>												X	
6891	<i>Cymbella caespitosa</i>													X
6059	<i>Cymbella cistula</i>													X
6323	<i>Cymbella helvetica</i> var. <i>compacta</i>													X
6334	<i>Cymbella reichardtii</i>												X	
6898	<i>Cymbella silesiaca</i>			X	X		X	X		X	X		X	
6065	<i>Cymbella sinuata</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6006	<i>Diatoma vulgare</i>													X
6385	<i>Fragilaria bicapitata</i>					X						X	X	
6388	<i>Fragilaria brevistriata</i>										X		X	X
6390	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>					X	X	X		X	X	X	X	X
16571	<i>Fragilaria capucina</i> distans-Sippen												X	X
6393	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>						X						X	X
6034	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>										X	X	X	X
6397	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i>										X	X	X	X
6828	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>					X	X	X		X	X	X	X	X
6915	<i>Fragilaria famelica</i>											X	X	
167888	<i>Fragilaria</i> sp. (KRAMMER & LANGE-BERTALOT, 1991, 3. Teil, Tafel 112: 10, 11)					X						X		
6774	<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i>									-			X	X
6076	<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>leptostauron</i>												X	X
6078	<i>Fragilaria pinnata</i>					X	X	X		X	X	X	X	X
6079	<i>Frustulia vulgare</i>					X						X	X	
16594	<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i>													X
6912	<i>Gomphonema minutum</i>													X
6867	<i>Gomphonema olivaceum</i>			X	X					X	X	X	X	X
6158	<i>Gomphonema parvulum</i> (excl. f. <i>saprophilum</i>)					X	X	X				X		
6437	<i>Gomphonema pumilum</i>	X	X	X	X		X		X	X	X		X	X
6897	<i>Gomphonema tergestinum</i>	X		X	X					X	X		X	X
6910	<i>Navicula capitatoradiata</i>													X
6010	<i>Navicula cryptocephala</i>					X								
6889	<i>Navicula cryptotenella</i>		X	X	X				X	X	X		X	X
6473	<i>Navicula decussis</i>													X
6507	<i>Navicula joubaudii</i>													X
6221	<i>Navicula reichardtiana</i>													X
6022	<i>Navicula rhychocephala</i>					X		X				X	X	X
6106	<i>Navicula subhamulata</i>													X
6831	<i>Navicula tripunctata</i>													X
6008	<i>Nitzschia dissipata</i>													X
6025	<i>Nitzschia fonticola</i>			X	X						X			X
6603	<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>					X	X	X						
6918	<i>Nitzschia pura</i>			X	X									
6029	<i>Nitzschia recta</i>													X
6224	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>													X

Tabelle 50: Allgemeine Referenzarten

Geochemie: blau unterlegt: = Referenzart silikatisch geprägter Gewässern, gelb unterlegt: = Referenzart karbonatisch geprägter Gewässer; grau hinterlegt = auf Grund der trophischen Sensibilität als Referenzart zu berücksichtigen (Daten zur geochemischen Präferenz allerdings noch unzureichend).

Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie	
6699	Achnanthes altaica	(POREZKY) CLEVE-EULER	S	
6139	Achnanthes biasolettiana	GRUNOW	S	K
16106	Achnanthes biasolettiana var. subatomus	LANGE-BERTALOT	S	K
6835	Achnanthes bioretii	GERMAIN	S	K
6246	Achnanthes calcar	CLEVE	S	K
16108	Achnanthes carissima	LANGE-BERTALOT	S	
6700	Achnanthes chlidanos	HOHN & HELLERMANN	S	
16111	Achnanthes daonensis	LANGE-BERTALOT	S	
6701	Achnanthes dau	FOGED	S	
16113	Achnanthes delicatula ssp. hauckiana	LANGE-BERTALOT		K
16114	Achnanthes didyma	HUSTEDT	S	
16116	Achnanthes distincta	MESSIKOMMER	S	
6249	Achnanthes exilis	KUETZING		K
6250	Achnanthes flexella	(KUETZING) BRUN	S	K
6251	Achnanthes flexella var. alpestris	BRUN	S	K
6252	Achnanthes grischuna	WUTHRICH	S	K
6253	Achnanthes helvetica	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	S	
16118	Achnanthes impexiformis	LANGE-BERTALOT	S	
6255	Achnanthes joursacense	HERIBAUD	S	K
6256	Achnanthes kranzii	LANGE-BERTALOT	S	
6257	Achnanthes kryophila	PETERSEN	S	K
16119	Achnanthes kuelbsii	LANGE-BERTALOT	S	
16121	Achnanthes lacus-vulcani	LANGE-BERTALOT & KRAMMER	S	
6258	Achnanthes laevis	OESTRUP	S	K
16122	Achnanthes laevis var. austriaca	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	S	K
6259	Achnanthes laevis var. quadratarea	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT	S	K
6262	Achnanthes lapidosa	KRASSKE	S	
6705	Achnanthes laterostrata	HUSTEDT	S	K
6264	Achnanthes levanderi	HUSTEDT	S	
16683	Achnanthes linearoides	LANGE-BERTALOT	S	
6706	Achnanthes lutheri	HUSTEDT	S	K
6265	Achnanthes marginulata	GRUNOW	S	
16529	Achnanthes microscopica	(CHOLNOKY) LANGE-B. & KRAMMER	S	
6014	Achnanthes minutissima	KUETZING	S	K
6240	Achnanthes minutissima var. gracillima	(MEISTER) LANGE-BERTALOT		K
6267	Achnanthes minutissima var. scotica	(CARTER) LANGE-BERTALOT	S	K
6709	Achnanthes nodosa	CLEVE	S	
6268	Achnanthes oblongella	OESTRUP	S	
6270	Achnanthes peragalli	BRUN & HERIBAUD	S	
6271	Achnanthes petersenii	HUSTEDT	S	K
16140	Achnanthes pseudoswazi	CARTER	S	
6272	Achnanthes pusilla	(GRUNOW) DE TONI	S	
6711	Achnanthes rechtensis	LECLERCQ	S	
6273	Achnanthes rosenstockii	LANGE-BERTALOT		K
16143	Achnanthes rossii	HUSTEDT	S	
6275	Achnanthes silvahercynia	LANGE-BERTALOT	S	
6276	Achnanthes subatomoides	(HUSTEDT) LANGE-B. & ARCHIBALD	S	
16146	Achnanthes subexigua	HUSTEDT	S	
6277	Achnanthes suchlandtii	HUSTEDT	S	
6279	Achnanthes trinodis	(W.SMITH) GRUNOW		K
6713	Achnanthes ventralis	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	S	
6283	Amphora fogediana	KRAMMER	S	K
6171	Amphora inariensis	KRAMMER	S	K
6288	Amphora thumensis	(A.MAYER) CLEVE-EULER		K
6289	Amphora veneta var. capitata	HAWORTH		K
6172	Asterionella ralfsii	W.SMITH	S	
6291	Brachysira brebissonii	ROSS	S	
6292	Brachysira calcicola	LANGE-BERTALOT	S	K
16165	Brachysira follis	(EHRENBERG) ROSS	S	
16166	Brachysira garrensis	(LANGE-B. & KRAMMER) LANGE-B.	S	
6293	Brachysira hofmanniae	LANGE-BERTALOT		K

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie
6294	Brachysira liliiana	LANGE-BERTALOT	K
6295	Brachysira neoexilis	LANGE-BERTALOT	S K
16167	Brachysira procera	LANGE-BERTALOT & MOSER	S K
6296	Brachysira serians	(BREBISSON) ROUND & MANN	S
6297	Brachysira styriaca	(GRUNOW) ROSS	S K
6298	Brachysira vitrea	(GRUNOW) ROSS	K
16168	Brachysira wygaschii	LANGE-BERTALOT	S
6299	Brachysira zellensis	(GRUNOW) ROUND & MANN	S K
6300	Caloneis aerophila	BOCK	S
6166	Caloneis alpestris	(GRUNOW) CLEVE	K
16690	Caloneis bottnica	CLEVE	K
6301	Caloneis latiuscula	(KUETZING) CLEVE	S K
6721	Caloneis lauta	CARTER & BAILEY-WATTS	S
16169	Caloneis lepidula	(GRUNOW) CLEVE	S
6174	Caloneis leptosoma	(GRUNOW) KRAMMER	S
6302	Caloneis obtusa	(W.SMITH) CLEVE	S K
6304	Caloneis schumanniana	(GRUNOW) CLEVE	K
6810	Caloneis tenuis	(GREGORY) KRAMMER	K
6175	Caloneis undulata	(GREGORY) KRAMMER	S
6058	Cymbella affinis	KUETZING	K
6310	Cymbella alpina	GRUNOW	K
6311	Cymbella amphicephala	NAEGELI	S K
6739	Cymbella amphicephala var. hercynica	(SCHMIDT) CLEVE	S K
6740	Cymbella amphioxys	(KUETZING) CLEVE	S
6312	Cymbella ancyli	CLEVE	K
6741	Cymbella angustata	(W.SMITH) CLEVE	S
6313	Cymbella austriaca	GRUNOW	K
16195	Cymbella austriaca var. erdobenyiana	(PANTOCSEK) KRAMMER	K
6314	Cymbella brehmii	HUSTEDT	S K
6183	Cymbella cesatii	(RABENHORST) GRUNOW	S K
6979	Cymbella cymbiformis	J.G.AGARDH	S K
6315	Cymbella delicatula	KUETZING	K
6316	Cymbella descripta	(HUSTEDT) KRAMMER & LANGE-B.	S K
6317	Cymbella elginensis	KRAMMER	S
6318	Cymbella falaisensis	(GRUNOW) KRAMMER & LANGE-B.	S K
6319	Cymbella gaeumannii	MEISTER	S
6320	Cymbella gracilis	(EHRENBERG) KUETZING	S
6321	Cymbella hebridica	(GRUNOW) CLEVE	S
6184	Cymbella helvetica	KUETZING	K
6978	Cymbella hustedtii	KRASSKE	K
6324	Cymbella hybrida	GRUNOW	K
16581	Cymbella hybrida var. lanceolata	KRAMMER	K
6325	Cymbella incerta	(GRUNOW) CLEVE	S K
6327	Cymbella laevis	NAEGELI	K
6328	Cymbella lapponica	GRUNOW	S K
6331	Cymbella mesiana	CHOLNOKY	S
6895	Cymbella microcephala	GRUNOW	S K
6909	Cymbella minuta	HILSE	S K
16196	Cymbella naviculacea	GRUNOW	S K
6063	Cymbella naviculiformis	AUERSWALD	S
6747	Cymbella norvegica	GRUNOW	S
6332	Cymbella obscura	KRASSKE	S K
16197	Cymbella paucistriata	CLEVE-EULER	S K
6977	Cymbella perpusilla	CLEVE-EULER	S
6333	Cymbella proxima	REIMER	K
6749	Cymbella reinhardtii	GRUNOW	S K
6335	Cymbella rupicola	GRUNOW	S
16199	Cymbella schimanskii	KRAMMER	K
6337	Cymbella similis	KRASSKE	K
6336	Cymbella simonsenii	KRAMMER	K
6338	Cymbella stauroneiformis	LAGERSTEDT	S K
6150	Cymbella subaequalis	GRUNOW	S K
6067	Cymbella tumidula	GRUNOW	K
6339	Cymbella tumidula var. lancettula	KRAMMER	K
6340	Denticula kuetsingii	GRUNOW	K
6068	Denticula tenuis	KUETZING	K
6185	Diatoma anceps	(EHRENBERG) KIRCHNER	S

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie
6208	<i>Diatoma ehrenbergii</i>	KUETZING	K
6167	<i>Diatoma hyemalis</i>	(ROTH) HEIBERG	S
6949	<i>Diatoma mesodon</i>	(EHRENBERG) KUETZING	S K
16208	<i>Diatomella balfouriana</i>	GREVILLE	S
16209	<i>Didymosphenia geminata</i>	(LYNGBYE) M.SCHMIDT	K
6341	<i>Diploneis alpina</i>	MEISTER	S K
6807	<i>Diploneis elliptica</i>	(KUETZING) CLEVE	K
6345	<i>Diploneis modica</i>	HUSTEDT	K
6346	<i>Diploneis oblongella</i>	(NAEGELI) CLEVE-EULER	K
6070	<i>Diploneis ovalis</i>	(HILSE) CLEVE	K
6348	<i>Diploneis parma</i>	CLEVE	S
6349	<i>Diploneis petersenii</i>	HUSTEDT	S
6754	<i>Entomoneis ornata</i>	(BAILEY) REIMER	S K
6351	<i>Epithemia goeppertiana</i>	HILSE	K
6352	<i>Epithemia smithii</i>	CARRUTHERS	K
16666	<i>Eunotia angusta</i>	(GRUNOW) BERG	S
6354	<i>Eunotia arcubus</i>	NOERPEL & LANGE-BERTALOT	K
16221	<i>Eunotia arculus</i>	(GRUNOW) LANGE-B. & NOERPEL	S
6886	<i>Eunotia arcus</i>	EHRENBERG	S
6213	<i>Eunotia bilunaris</i>	(EHRENBERG) MILLS	S K
16222	<i>Eunotia bilunaris var. linearis</i>	(OKUNO) LANGE-B. & NOERPEL	S
6355	<i>Eunotia bilunaris var. mucophila</i>	LANGE-BERTALOT & NOERPEL	S
6761	<i>Eunotia botuliformis</i>	WILD et al.	S
16223	<i>Eunotia circumborealis</i>	LANGE-BERTALOT & NOERPEL	S
6356	<i>Eunotia denticulata</i>	(BREBISSON) RABENHORST	S
6357	<i>Eunotia diodon</i>	EHRENBERG	S
16224	<i>Eunotia elegans</i>	OESTRUP	S
6975	<i>Eunotia exigua</i>	(BREBISSON) RABENHORST	S
16225	<i>Eunotia exigua var. undulata</i>	MAGDEBURG	S
6358	<i>Eunotia faba</i>	EHRENBERG	S
6359	<i>Eunotia fallax</i>	A.CLEVE	S
6360	<i>Eunotia flexuosa</i>	(BREBISSON) KUETZING	S
6362	<i>Eunotia glacialis</i>	MEISTER	S
6363	<i>Eunotia hexaglyphis</i>	EHRENBERG	S
6364	<i>Eunotia implicata</i>	NOERPEL et al.	S
6214	<i>Eunotia incisa</i>	GREGORY	S
6365	<i>Eunotia intermedia</i>	(KRASSKE) NOERPEL & LANGE-B.	S
16226	<i>Eunotia islandica</i>	OESTRUP	S
16104	<i>Eunotia jemtlandica</i>	(FONTELL) BERG	S
16228	<i>Eunotia major</i>	(W.SMITH) RABENHORST	S
6367	<i>Eunotia meisteri</i>	HUSTEDT	S
6368	<i>Eunotia microcephala</i>	KRASSKE	S
6369	<i>Eunotia minor</i>	(KUETZING) GRUNOW	S K
6885	<i>Eunotia monodon</i>	EHRENBERG	S
6370	<i>Eunotia muscicola var. tridentula</i>	NOERPEL & LANGE-BERTALOT	S
6371	<i>Eunotia naegelii</i>	MIGULA	S
16695	<i>Eunotia neofallax</i>	NOERPEL	S
6372	<i>Eunotia nymanniana</i>	GRUNOW	S
6373	<i>Eunotia paludosa</i>	GRUNOW	S
6884	<i>Eunotia paludosa var. trinacria</i>	(KRASSKE) NOERPEL	S
6168	<i>Eunotia pectinalis</i>	(DILLWYN) RABENHORST	S
6766	<i>Eunotia pectinalis var. undulata</i>	(RALFS) RABENHORST	S
6851	<i>Eunotia praerupta</i>	EHRENBERG	S
6374	<i>Eunotia praerupta var. bigibba</i>	(KUETZING) GRUNOW	S
6768	<i>Eunotia praerupta var. curta</i>	GRUNOW	S
6769	<i>Eunotia praerupta var. inflata</i>	GRUNOW	S
16229	<i>Eunotia pseudopectinalis</i>	HUSTEDT	S
6375	<i>Eunotia rhomboidea</i>	HUSTEDT	S
16230	<i>Eunotia rhynchocephala</i>	HUSTEDT	S
6376	<i>Eunotia septentrionalis</i>	OESTRUP	S
6850	<i>Eunotia serra</i>	EHRENBERG	S
6770	<i>Eunotia serra var. diadema</i>	(EHRENBERG) PATRICK	S
6377	<i>Eunotia serra var. tetraodon</i>	(EHRENBERG) NOERPEL	S
6378	<i>Eunotia silvahercynia</i>	NOERPEL et al.	S
6379	<i>Eunotia soleirolii</i>	(KUETZING) RABENHORST	S
6380	<i>Eunotia steineckei</i>	PETERSEN	S
6381	<i>Eunotia subarcuatoides</i>	ALLES et al.	S
6382	<i>Eunotia sudetica</i>	O.MUELLER	S
6383	<i>Eunotia tenella</i>	(GRUNOW) HUSTEDT	S

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie	
6771	Eunotia triodon	EHRENBERG	S	
16233	Fragilaria acidoclinata	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	S	
6077	Fragilaria arcus	(EHRENBERG) CLEVE	S	K
6908	Fragilaria capucina var. amphicephala	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT		K
6389	Fragilaria capucina var. austriaca	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT		K
6392	Fragilaria capucina var. gracilis	(OESTRUP) HUSTEDT	S	K
6396	Fragilaria capucina var. rumpens	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	S	K
16234	Fragilaria constricta	EHRENBERG	S	
6399	Fragilaria delicatissima	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT		K
6401	Fragilaria exigua	GRUNOW	S	
6405	Fragilaria nanana	LANGE-BERTALOT	S	K
6407	Fragilaria pseudoconstruens	MARCINIAK	S	
6409	Fragilaria tenera	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	S	K
6169	Fragilaria virescens	RALFS	S	
6187	Frustulia rhomboides	(EHRENBERG) DE TONI	S	
6412	Frustulia rhomboides var. crassinervia	(BREISSON) ROSS	S	
6413	Frustulia rhomboides var. saxonica	(RABENHORST) DE TONI	S	
6414	Frustulia rhomboides var. viridula	(BREISSON) CLEVE	S	
6417	Gomphonema acutiusculum	(O.MUELLER) CLEVE-EULER	S	K
16246	Gomphonema amoenum	LANGE-BERTALOT	S	
6819	Gomphonema angustum	J.G.AGARDH		K
6419	Gomphonema auritum	A.BRAUN	S	K
6420	Gomphonema bavaricum	REICHARDT & LANGE-BERTALOT		K
6421	Gomphonema bohemicum	REICHEL & FRICKE	S	
6423	Gomphonema dichotomum	KUETZING	S	K
6424	Gomphonema hebridense	GREGORY	S	
6425	Gomphonema helveticum	BRUN		K
16661	Gomphonema lacus-vulcani	REICHARDT & LANGE-BERTALOT	S	
6426	Gomphonema lagerheimii	A.CLEVE	S	
6427	Gomphonema lateripunctatum	REICHARDT & LANGE-BERTALOT		K
6429	Gomphonema occultum	REICHARDT & LANGE-BERTALOT		K
6430	Gomphonema olivaceum v. minutissimum	HUSTEDT	S	
6431	Gomphonema olivaceum v. olivaceoides	(HUSTEDT) LANGE-B. & REICHARDT	S	K
6433	Gomphonema parvulum var. exilissimum	GRUNOW	S	K
16258	Gomphonema parvulum var. parvulus	LANGE-BERTALOT & REICHARDT	S	K
6434	Gomphonema procerum	REICHARDT & LANGE-BERTALOT		K
6435	Gomphonema productum	(GRUNOW) LANGE-B. & REICHARDT	S	
16586	Gomphonema rhombicum	FRICKE	S	
6440	Gomphonema subtile	EHRENBERG	S	K
6441	Gomphonema tenue	FRICKE		K
6999	Gomphonema ventricosum	GREGORY	S	K
6442	Gomphonema vibrio	EHRENBERG		K
6804	Mastogloia grevillei	W.SMITH		K
6445	Mastogloia smithii var. lacustris	GRUNOW		K
6446	Meridion circulare var. constrictum	(RALFS) VAN HEURCK	S	K
6448	Navicula absoluta	HUSTEDT	S	K
16717	Navicula adversa	KRASSKE	S	
6809	Navicula angusta	GRUNOW	S	
16289	Navicula aquaedurae	LANGE-BERTALOT		K
6460	Navicula brockmannii	HUSTEDT	S	
6461	Navicula bryophila	PETERSEN	S	K
6464	Navicula catalanogermanica	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	S	K
16300	Navicula cataractarheni	LANGE-BERTALOT		K
6969	Navicula cocconeiformis	GREGORY	S	K
6468	Navicula concentrica	CARTER	S	K
6472	Navicula dealpina	LANGE-BERTALOT		K
16308	Navicula declivis	HUSTEDT	S	
6474	Navicula densilineolata	(LANGE-B.) LANGE-BERTALOT		K
6475	Navicula detenta	HUSTEDT	S	
16000	Navicula digitulus	HUSTEDT	S	
6478	Navicula diluviana	KRASSKE		K
16001	Navicula disjuncta	HUSTEDT	S	
6482	Navicula evanida	HUSTEDT	S	
6917	Navicula exilis	KUETZING	S	

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie
6485	Navicula festiva	KRASSKE	S
6489	Navicula gallica var. perpusilla	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	S
6493	Navicula gotlandica	GRUNOW	K
6496	Navicula heimansioides	LANGE-BERTALOT	S
16324	Navicula hoefleri	CHOLNOKY	S
6501	Navicula ignota var. acceptata	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	S K
6502	Navicula ignota var. palustris	(HUSTEDT) LUND	S
6505	Navicula jaagii	MEISTER	S K
6506	Navicula jaernefeltii	HUSTEDT	K
6509	Navicula krasskei	HUSTEDT	S
6882	Navicula laevisima	KUETZING	S K
16010	Navicula lapidosa	KRASSKE	S
16334	Navicula laticeps	HUSTEDT	K
16335	Navicula leistikowii	LANGE-BERTALOT	K
6923	Navicula lenzii	HUSTEDT	K
16011	Navicula leptostriata	JOERGENSEN	S
16337	Navicula levanderii	HUSTEDT	S
6511	Navicula lundii	REICHARDT	S K
16012	Navicula maceria	SCHIMANSKI	S
16342	Navicula mediocostata	REICHARDT	K
6513	Navicula mediocris	KRASSKE	S
6515	Navicula minuscula	GRUNOW	S K
16349	Navicula notha	WALLACE	S
6521	Navicula oligotraphenta	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	K
16356	Navicula porifera var. opportuna	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	S
6524	Navicula praeterita	HUSTEDT	K
6527	Navicula pseudobryophila	(HUSTEDT) HUSTEDT	S
6529	Navicula pseudoscutiformis	HUSTEDT	S K
16028	Navicula pseudosilicula	HUSTEDT	S
6530	Navicula pseudotuscula	HUSTEDT	K
6533	Navicula pusio	CLEVE	S
6536	Navicula rotunda	HUSTEDT	S
6538	Navicula schadei	KRASSKE	K
6539	Navicula schmassmannii	HUSTEDT	S
6926	Navicula schoenfeldii	HUSTEDT	K
6543	Navicula soehrensii	KRASSKE	S
16034	Navicula soehrensii var. hassiaca	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	S
6544	Navicula soehrensii var. muscicola	(PETERSEN) KRASSKE	S
16035	Navicula stankovicii	HUSTEDT	K
6546	Navicula stroemii	HUSTEDT	K
6547	Navicula subalpina	REICHARDT	K
6549	Navicula submolesta	HUSTEDT	S
6878	Navicula subtilissima	CLEVE	S
6551	Navicula suchlandtii	HUSTEDT	S
6554	Navicula tridentula	KRASSKE	S
6989	Navicula tuscula	(EHRENBERG) GRUNOW	K
6556	Navicula utermoehlil	HUSTEDT	K
16037	Navicula variostrata	KRASSKE	S
16736	Navicula ventraloconfusa	LANGE-BERTALOT	S
6560	Navicula vulpina	KUETZING	K
6561	Navicula wildii	LANGE-BERTALOT	K
6820	Neidium affine	(EHRENBERG) PFITZER	S K
6562	Neidium affine var. longiceps	(GREGORY) CLEVE	S K
6563	Neidium alpinum	HUSTEDT	S
6564	Neidium ampliatum	(EHRENBERG) KRAMMER	S K
6566	Neidium bisulcatum	(LAGERSTEDT) CLEVE	S
6567	Neidium carterii	KRAMMER	S
16383	Neidium densestriatum	(OESTRUP) KRAMMER	S
6568	Neidium hercynicum	A.MAYER	S
6109	Neidium iridis	(EHRENBERG) CLEVE	S
16386	Neidium ladogensis	(CLEVE) FOGED	S
6110	Neidium productum	(W.SMITH) CLEVE	S
6571	Neidium septentrionale	CLEVE-EULER	S
6573	Nitzschia acidoclinata	LANGE-BERTALOT	S K
6575	Nitzschia alpina	HUSTEDT	S
16100	Nitzschia alpinobacillum	LANGE-BERTALOT	S K
6577	Nitzschia bacilliformis	HUSTEDT	K
16396	Nitzschia bryophila	(HUSTEDT) HUSTEDT	S
16579	Nitzschia dissipata ssp. oligotraphenta	LANGE-BERTALOT	S K

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie
6586	Nitzschia dissipata var. media	(HANTZSCH) GRUNOW	S K
6587	Nitzschia diversa	HUSTEDT	K
6589	Nitzschia fibulafissa	LANGÉ-BERTALOT	K
16749	Nitzschia garrensis	HUSTEDT	S
6592	Nitzschia gessneri	HUSTEDT	K
6593	Nitzschia gisela	LANGÉ-BERTALOT	S K
6931	Nitzschia hantzschiana	RABENHORST	S K
16051	Nitzschia homburgiensi	LANGÉ-BERTALOT	S
6597	Nitzschia lacuum	LANGÉ-BERTALOT	S
16433	Nitzschia paleaeformis	HUSTEDT	S
6605	Nitzschia perminuta	(GRUNOW) M.PERAGALLO	S K
6607	Nitzschia radícula	HUSTEDT	K
6608	Nitzschia regula	HUSTEDT	K
16455	Nupela rhetica	(WUETHRICH) LANGÉ-BERTALOT	S K
16456	Nupela tenuicephala	(HUSTEDT) LANGÉ-BERTALOT	S
6619	Peronia fibula	(BREBISSON) ROSS	S
6620	Pinnularia acoricola	HUSTEDT	S
6877	Pinnularia acuminata	W.SMITH	S
6621	Pinnularia anglica	KRAMMER	S
6622	Pinnularia angusta	(CLEVE) KRAMMER	S
16543	Pinnularia bacilliformis	KRAMMER	S
16461	Pinnularia balfouriana	GRUNOW	S K
6624	Pinnularia brandelliformis	KRAMMER	S
6625	Pinnularia brandelii	CLEVE	S
16463	Pinnularia brauniana	(GRUNOW) MILLS	S
6881	Pinnularia braunii	(GRUNOW) CLEVE	S
6627	Pinnularia brevicostata	CLEVE	S
16062	Pinnularia cardinalis	(EHRENBERG) W.SMITH	S
16544	Pinnularia carminata	BARBER & CARTER	S
6629	Pinnularia cleveiformis	KRAMMER	S
6632	Pinnularia divergens	W.SMITH	S
16466	Pinnularia divergens var. decrescens	(GRUNOW) KRAMMER	S
6633	Pinnularia divergentissima	(GRUNOW) CLEVE	S
6845	Pinnularia episcopalis	CLEVE	S
16063	Pinnularia esox	EHRENBERG	S
16546	Pinnularia esoxiformis	FUSEY	S
16547	Pinnularia esoxiformis var. eifeliana	KRAMMER	S
6636	Pinnularia gentilis	(DONKIN) CLEVE	S
6121	Pinnularia gibba	EHRENBERG	S K
6638	Pinnularia gibbiformis	KRAMMER	S K
16065	Pinnularia gigas	EHRENBERG	S
6223	Pinnularia hemiptera	(KUETZING) RABENHORST	S K
6642	Pinnularia infirma	KRAMMER	S K
6643	Pinnularia intermedia	(LAGERSTEDT) CLEVE	S
6844	Pinnularia interrupta	W.SMITH	S
6853	Pinnularia lata	(BREBISSON) RABENHORST	S
6958	Pinnularia legumen	EHRENBERG	S K
6648	Pinnularia macilenta	(EHRENBERG) EHRENBERG	S K
6123	Pinnularia maior	(KUETZING) RABENHORST	S
6124	Pinnularia mesolepta	(EHRENBERG) W.SMITH	S K
16475	Pinnularia mesolepta var. gibberula	(HUSTEDT) KRAMMER	S K
6125	Pinnularia microstauron	(EHRENBERG) CLEVE	S
6651	Pinnularia neomajor	KRAMMER	S
6111	Pinnularia nobilis	(EHRENBERG) EHRENBERG	S
6652	Pinnularia nodosa	(EHRENBERG) W.SMITH	S
6653	Pinnularia notabilis	KRAMMER	S
6654	Pinnularia obscura	KRASSKE	S K
6655	Pinnularia oriunda	KRAMMER	S K
6656	Pinnularia parallela	BRUN	S K
16070	Pinnularia platycephala	(EHRENBERG) CLEVE	S
6842	Pinnularia polyonca	(BREBISSON) W.SMITH	S
6658	Pinnularia pseudogibba	KRAMMER	S
16552	Pinnularia renata	KRAMMER	S
6659	Pinnularia rupestris	HANTZSCH	S
6660	Pinnularia schoenfelderi	KRAMMER	S
16074	Pinnularia silvatica	PETERSEN	S
16075	Pinnularia similiformis	KRAMMER	S
6662	Pinnularia sinistra	KRAMMER	S
6663	Pinnularia stomatophora	(GRUNOW) CLEVE	S

DV-Nr.	Taxa	Autor	Geochemie	
16479	Pinnularia stomatophora var. triundulata	(FONTELL) HUSTEDT	S	
6664	Pinnularia streptoraphe	CLEVE	S	
16480	Pinnularia streptoraphe var. parva	KRAMMER	S	
6126	Pinnularia subcapitata	GREGORY	S	
16481	Pinnularia subcapitata var. elongata	KRAMMER	S	
6665	Pinnularia subcapitata var. hilseana	(JANISCH) O.MUELLER	S	
6667	Pinnularia subgibba	KRAMMER	S	K
16482	Pinnularia subgibba var. hustedtii	KRAMMER	S	K
16483	Pinnularia subgibba var. undulata	KRAMMER	S	K
6670	Pinnularia subrupestris	KRAMMER	S	
16557	Pinnularia subrupestris var. parva	KRAMMER	S	
6671	Pinnularia suchlandtii	HUSTEDT	S	
6673	Pinnularia transversa	(A.SCHMIDT) MAYER	S	
6674	Pinnularia viridiformis	KRAMMER	S	
6128	Pinnularia viridis	(NITZSCH) EHRENBERG	S	K
6676	Pinnularia woerthensis	(MAYER) KRAMMER	S	
6678	Rhopalodia gibba var. parallela	(GRUNOW) H.ET M.PERAGALLO		K
16495	Rhopalodia rupestris	(W.SMITH) KRAMMER	S	
6129	Stauroneis anceps	EHRENBERG	S	
6680	Stauroneis anceps var. gracilis	(EHRENBERG) BRUN	S	
6681	Stauroneis kriegerii	PATRICK	S	K
6840	Stauroneis nobilis	SCHUMANN	S	
6688	Stauroneis thermicola	(PETERSEN) LUND	S	K
6689	Stauroneis undata	HUSTEDT	S	
16087	Stenopterobia curvula	(W.SMITH) KRAMMER	S	
6690	Stenopterobia delicatissima	(LEWIS) BREBISSON	S	
16503	Stenopterobia densestriata	(HUSTEDT) KRAMMER	S	
16507	Surirella barrowcliffia	DONKIN	S	
6691	Surirella bifrons	EHRENBERG	S	K
6135	Surirella linearis	W.SMITH	S	K
16091	Surirella linearis var. helvetica	(BRUN) MEISTER	S	K
6694	Surirella roba	LECLERCQ	S	
6137	Surirella robusta	EHRENBERG	S	
6097	Surirella spiralis	KUETZING	S	K
16092	Surirella tenera	GREGORY	S	K
16518	Surirella turgida	W.SMITH	S	K
16519	Tabellaria binalis	(EHRENBERG) GRUNOW	S	
6091	Tabellaria flocculosa	(ROTH) KUETZING	S	K
16096	Tabellaria quadriseptata	KNUDSON	S	
6698	Tabellaria ventricosa	KUETZING	S	
16521	Tetracyclus emarginatus	(EHRENBERG) W.SMITH	S	
16522	Tetracyclus glans	(EHRENBERG) MILLS	S	
16097	Tetracyclus rupestris	(BRAUN) GRUNOW	S	

Tabelle 51: Artspezifische Kenngrößen zur Berechnung des Trophie-Index^{*} und des Saprobienindex^{*} nach ROTT et al. (1997, 1999)

TW = Trophiewert; SW = Saprobiewert; G = Gewichtung. Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6699	Achnanthes altaica	(PORETZKY) CLEVE-EULER	1,7	2	1,0	5
6139	Achnanthes biasoletiana	GRUNOW	1,3	1	1,4	3
6835	Achnanthes bioretii	GERMAIN			1,2	4
6180	Achnanthes clevei	GRUNOW			1,6	3
6247	Achnanthes coarctata	(BREBISSON) GRUNOW	0,9	2		
6855	Achnanthes conspicua	A.MAYER			1,5	2
16110	Achnanthes curtissima	CARTER	0,6	2		
16111	Achnanthes daonensis	LANGE-BERTALOT			1,1	4
6248	Achnanthes delicatula	(KUETZING) GRUNOW	2,9	3	2,6	3
16112	Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii	(CHOLNOKY) LANGE-BERTALOT			2,0	3
6249	Achnanthes exilis	KUETZING	1,2	3	1,3	4
6250	Achnanthes flexella	(KUETZING) BRUN	0,3	3	1,0	5
6251	Achnanthes flexella var. alpestris	BRUN			1,0	5
6253	Achnanthes helvetica	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	0,6	3	1,0	5
6047	Achnanthes hungarica	(GRUNOW) GRUNOW	3,4	2	2,7	3

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6703	<i>Achnanthes kolbei</i>	HUSTEDT	3,9	2		
6258	<i>Achnanthes laevis</i>	OESTRUP	1,2	2	1,3	3
6260	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	LANGÉ-BERTALOT	2,8	3		
16127	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>	(BREBISSON) GRUNOW	3,3	3		
6262	<i>Achnanthes lapidosa</i>	KRASSKE	0,7	3	1,0	5
6705	<i>Achnanthes laterostrata</i>	HUSTEDT	1,2	2	1,0	5
6263	<i>Achnanthes lauenburgiana</i>	HUSTEDT	1,8	3	1,9	4
6264	<i>Achnanthes levanderi</i>	HUSTEDT	0,6	3	1,0	5
6045	<i>Achnanthes linearis</i>	(W.SMITH) GRUNOW	1,8	1		
6265	<i>Achnanthes marginulata</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6266	<i>Achnanthes minuscula</i>	HUSTEDT	2,3	2	1,9	4
6014	<i>Achnanthes minutissima</i>	KUETZING	1,2	1	1,7	1
6173	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i>	(GRUNOW) LANGÉ-BERTALOT	2,3	2	1,3	3
6240	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i>	(MEISTER) LANGÉ-BERTALOT	0,6	3	1,0	5
6707	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>jackii</i>	(RABENHORST) LANGÉ-BERTALOT	1,2	3		
16135	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>saprophila</i>	KOBAYASI et MAYAMA	2,7	4	3,1	3
6267	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i>	(CARTER) LANGÉ-BERTALOT	1,0	2	1,0	5
6708	<i>Achnanthes montana</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
6709	<i>Achnanthes nodosa</i>	CLEVE	0,6	2	1,0	5
6268	<i>Achnanthes oblongella</i>	OESTRUP	1,0	2	1,0	5
6269	<i>Achnanthes oestrupii</i>	(CLEVE-EULER) HUSTEDT	1,2	2	1,3	4
6270	<i>Achnanthes peragalli</i>	BRUN et HERIBAUD	0,6	3	1,1	4
6271	<i>Achnanthes petersenii</i>	HUSTEDT	0,6	1	1,0	5
6984	<i>Achnanthes ploenensis</i>	HUSTEDT	2,6	3	1,9	4
6272	<i>Achnanthes pusilla</i>	(GRUNOW) DE TONI	0,6	3	1,0	5
6711	<i>Achnanthes rechtensis</i>	LECLERCQ	0,6	2	1,0	5
6712	<i>Achnanthes rupestroides</i>	HOHN	1,2	3		
16144	<i>Achnanthes rupestris</i>	KRASSKE	0,6	2		
6276	<i>Achnanthes subatomoides</i>	(HUST.) LANGÉ-B. et ARCHIBALD	2,1	2	1,1	4
16148	<i>Achnanthes subsalsa</i>	PETERSEN	0,6	2		
6277	<i>Achnanthes suchlandtii</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6279	<i>Achnanthes trinodis</i>	(W.SMITH) GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6048	<i>Amphipleura pellucida</i>	(KUETZING) KUETZING	2,1	2	1,3	3
6281	<i>Amphipleura rutilans</i>	(TRENTEPOHL) CLEVE	2,9	3		
6171	<i>Amphora inariensis</i>	KRAMMER	2,1	1	1,2	4
6860	<i>Amphora libyca</i>	EHRENBERG	3,5	5	1,6	2
6286	<i>Amphora montana</i>	KRASSKE	2,9	2		
6044	<i>Amphora ovalis</i>	(KUETZING) KUETZING	3,3	2	1,5	2
6983	<i>Amphora pediculus</i>	(KUETZING) GRUNOW	2,8	2	2,1	2
6288	<i>Amphora thumensis</i>	(A.MAYER) CLEVE-EULER	1,4	3	1,1	4
6181	<i>Amphora veneta</i>	KUETZING	3,8	2	3,6	3
6049	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	(EHRENBERG) PFITZER	3,4	3	2,7	3
6050	<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL	1,8	2	1,5	3
6799	<i>Aulacoseira distans</i>	(EHRENBERG) SIMONSEN	1,0	4		
6787	<i>Aulacoseira italica</i>	(EHRENBERG) SIMONSEN	1,4	2		
6716	<i>Aulacoseira lirata</i>	(EHRENBERG) ROSS	1,8	2		
6143	<i>Bacillaria paradoxa</i>	GMELIN	2,9	3	2,3	3
6291	<i>Brachysira brebissonii</i>	ROSS	1,1	2	1,0	5
6295	<i>Brachysira neoexilis</i>	LANGÉ-BERTALOT	1,2	2	1,1	5
6296	<i>Brachysira serians</i>	(BREBISSON) ROUND et MANN	0,6	1	1,0	5
6298	<i>Brachysira vitrea</i>	(GRUNOW) ROSS	0,7	2	1,0	5
6300	<i>Caloneis aerophila</i>	BOCK			1,0	5
6166	<i>Caloneis alpestris</i>	(GRUNOW) CLEVE	1,3	2	1,0	5
6043	<i>Caloneis amphisbaena</i>	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE	3,9	2	2,3	3
6051	<i>Caloneis bacillum</i>	(GRUNOW) CLEVE	2,5	1	2,0	4
6301	<i>Caloneis latiuscula</i>	(KUETZING) CLEVE			1,0	5
6302	<i>Caloneis obtusa</i>	(W.SMITH) CLEVE	0,6	2	1,0	5
6303	<i>Caloneis pulchra</i>	MESSIKOMMER	1,2	1	1,0	5
6304	<i>Caloneis schumanniana</i>	(GRUNOW) CLEVE			1,2	4
6052	<i>Caloneis silicula</i>	(EHRENBERG) CLEVE			1,2	4
6723	<i>Caloneis sublinearis</i>	(GRUNOW) KRAMMER			1,0	5
6810	<i>Caloneis tenuis</i>	(GREGORY) KRAMMER	1,1	2		
6175	<i>Caloneis undulata</i>	(GREGORY) KRAMMER	0,6	2		
6053	<i>Campylodiscus noricus</i>	EHRENBERG	2,3	1		
6981	<i>Cocconeis disculus</i>	(SCHUMANN) CLEVE	2,2	3		
6306	<i>Cocconeis neothumensis</i>	KRAMMER	2,0	2	1,5	3
6020	<i>Cocconeis pediculus</i>	EHRENBERG	2,6	2	2,0	3

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6021	<i>Cocconeis placentula</i>	EHRENBERG	2,6	2	1,8	2
6726	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	EHRENBERG	2,3	2		
6727	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>klinoraphis</i>	GEITLER	2,3	2		
6728	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	(EHRENBERG) VAN HEURCK	2,3	2		
6307	<i>Cocconeis pseudothumensis</i>	REICHARDT			1,0	5
6943	<i>Cyclostephanos dubius</i>	(FRICKE) ROUND	2,9	3		
6002	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	KUETZING	2,8	5		
6936	<i>Cyclotella ocellata</i>	PANTOCSEK	1,5	1		
6057	<i>Cymatopleura elliptica</i>	(BREISSON) W.SMITH	2,9	3	1,4	3
6031	<i>Cymatopleura solea</i>	(BREISSON) W.SMITH	3,1	3	2,1	3
6738	<i>Cymbella aequalis</i>	W.SMITH	0,6	2		
6058	<i>Cymbella affinis</i>	KUETZING	0,7	4	1,2	4
6310	<i>Cymbella alpina</i>	GRUNOW	0,6	3	1,0	5
6311	<i>Cymbella amphicephala</i>	NAEGELI	1,1	3	1,1	4
6739	<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i>	(SCHMIDT) CLEVE	0,9	2		
6740	<i>Cymbella amphioxys</i>	(KUETZING) CLEVE	0,6	2		
6312	<i>Cymbella ancyli</i>	CLEVE	0,9	2		
6741	<i>Cymbella angustata</i>	(W.SMITH) CLEVE	0,9	2	1,0	5
6092	<i>Cymbella aspera</i>	(EHRENBERG) CLEVE	1,7	1		
6313	<i>Cymbella austriaca</i>	GRUNOW	0,6	1	1,0	5
6891	<i>Cymbella caespitosa</i>	(KUETZING) BRUN			1,6	2
6183	<i>Cymbella cesatii</i>	(RABENHORST) GRUNOW	0,6	4	1,0	5
6059	<i>Cymbella cistula</i>	(EHRENBERG) KIRCHNER	2,3	1	1,4	3
6060	<i>Cymbella cuspidata</i>	KUETZING			1,1	4
6979	<i>Cymbella cymbiformis</i>	J.G.AGARDH	1,8	3	1,0	5
6315	<i>Cymbella delicatula</i>	KUETZING	0,3	4	1,0	5
6316	<i>Cymbella descripta</i>	(HUSTEDT) KRAMMER et LANGE-B.	0,6	2	1,0	5
6061	<i>Cymbella ehrenbergii</i>	KUETZING	2,2	3	1,1	4
6317	<i>Cymbella elginensis</i>	KRAMMER	0,6	2		
6318	<i>Cymbella falaisensis</i>	(GRUNOW) KRAMMER et LANGE-B.	0,4	3	1,0	5
6319	<i>Cymbella gaeumannii</i>	MEISTER	0,6	2	1,0	5
6320	<i>Cymbella gracilis</i>	(EHRENBERG) KUETZING	0,6	4	1,0	5
6321	<i>Cymbella hebridica</i>	(GRUNOW) CLEVE	0,6	2	1,0	5
6184	<i>Cymbella helvetica</i>	KUETZING	1,4	2	1,1	4
6323	<i>Cymbella helvetica</i> var. <i>compacta</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	2,6	3	1,8	3
6978	<i>Cymbella hustedtii</i>	KRASSKE	1,2	2		
6324	<i>Cymbella hybrida</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6325	<i>Cymbella incerta</i>	(GRUNOW) CLEVE	0,6	2	1,0	5
6327	<i>Cymbella laevis</i>	NAEGELI	0,9	2	1,0	5
6062	<i>Cymbella lanceolata</i>	(EHRENBERG) KIRCHNER			1,6	4
6330	<i>Cymbella leptoceros</i>	(EHRENBERG) KUETZING			1,3	4
6331	<i>Cymbella mesiana</i>	CHOLNOKY			1,0	5
6895	<i>Cymbella microcephala</i>	GRUNOW	1,2	1	1,2	4
6909	<i>Cymbella minuta</i>	HILSE	2,0	1	1,6	2
6063	<i>Cymbella naviculiformis</i>	AUERSWALD	1,8	1	1,3	3
6747	<i>Cymbella norvegica</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6977	<i>Cymbella perpusilla</i>	CLEVE-EULER	0,5	2	1,0	5
6040	<i>Cymbella prostrata</i>	(BERKELEY) CLEVE	2,3	1	1,8	3
6333	<i>Cymbella proxima</i>	REIMER	1,2	2	1,1	5
6748	<i>Cymbella pusilla</i>	GRUNOW	1,2	2		
6334	<i>Cymbella reichardtii</i>	KRAMMER	2,7	3	1,5	4
6335	<i>Cymbella rupicola</i>	GRUNOW			1,0	5
6337	<i>Cymbella similis</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
6336	<i>Cymbella simonsenii</i>	KRAMMER	0,6	2	1,0	5
6065	<i>Cymbella sinuata</i>	GREGORY	2,1	1	2,0	2
6150	<i>Cymbella subaequalis</i>	GRUNOW	1,0	2	1,0	5
6066	<i>Cymbella tumida</i>	(BREISSON) VAN HEURCK	2,5	2	1,6	4
6067	<i>Cymbella tumidula</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6339	<i>Cymbella tumidula</i> var. <i>lancettula</i>	KRAMMER	0,3	2	1,0	5
6752	<i>Denticula elegans</i>	KUETZING	1,8	2		
6340	<i>Denticula kuetzingii</i>	GRUNOW	1,0	2	1,0	5
6068	<i>Denticula tenuis</i>	KUETZING	1,4	3	1,3	4
6185	<i>Diatoma anceps</i>	(EHRENBERG) KIRCHNER	0,3	2	1,0	5
6208	<i>Diatoma ehrenbergii</i>	KUETZING	1,6	2	1,3	3
6167	<i>Diatoma hyemalis</i>	(ROTH) HEIBERG	1,0	4	1,0	5
6949	<i>Diatoma mesodon</i>	(EHRENBERG) KUETZING	0,7	4	1,3	4
6209	<i>Diatoma moniliformis</i>	KUETZING	2,0	3	2,2	4
6210	<i>Diatoma tenuis</i>	J.G.AGARDH			1,3	4

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6006	<i>Diatoma vulgare</i>	BORY DE SAINT VINCENT			2,1	4
16208	<i>Diatomella balfouriana</i>	GREVILLE	0,6	2	1,0	5
16209	<i>Didymosphenia geminata</i>	(LYNGBYE) M.SCHMIDT	0,6	1		
6807	<i>Diploneis elliptica</i>	(KUETZING) CLEVE	1,7	2	1,1	4
6346	<i>Diploneis oblongella</i>	(NAEGELI) CLEVE-EULER	1,0	2	1,0	5
6347	<i>Diploneis oculata</i>	(BREBISSON) CLEVE			1,2	4
6070	<i>Diploneis ovalis</i>	(HILSE) CLEVE	1,0	2	1,0	5
6349	<i>Diploneis petersenii</i>	HUSTEDT	1,3	2	1,1	4
6754	<i>Entomoneis ornata</i>	(BAILEY) REIMER	1,2	2		
6212	<i>Epithemia adnata</i>	(KUETZING) BREBISSON	2,2	2	1,2	4
6350	<i>Epithemia argus</i>	(EHRENBERG) KUETZING	1,1	2		
6887	<i>Epithemia sorex</i>	KUETZING	2,7	2	1,4	3
6353	<i>Epithemia turgida</i>	(EHRENBERG) KUETZING	2,3	2		
6354	<i>Eunotia arcubus</i>	NOERPEL et LANGE-BERTALOT	0,6	2	1,0	5
16221	<i>Eunotia arcus</i>	(GRUNOW) LANGE-B. et NOERPEL	1,1	2		
6886	<i>Eunotia arcus</i>	EHRENBERG			1,0	5
6213	<i>Eunotia bilunaris</i>	(EHRENBERG) MILLS			1,7	2
6357	<i>Eunotia diodon</i>	EHRENBERG	0,6	2	1,0	5
6975	<i>Eunotia exigua</i>	(BREBISSON) RABENHORST	0,5	3	1,1	4
6359	<i>Eunotia fallax</i>	A.CLEVE	0,6	2	1,0	5
6360	<i>Eunotia flexuosa</i>	(BREBISSON) KUETZING	0,7	2	1,0	5
6362	<i>Eunotia glacialis</i>	MEISTER	0,7	2	1,0	5
6363	<i>Eunotia hexaglyphis</i>	EHRENBERG	0,6	2		
6364	<i>Eunotia implicata</i>	NOERPEL et al.	0,6	2	1,0	5
6214	<i>Eunotia incisa</i>	GREGORY	0,6	2	1,0	5
6365	<i>Eunotia intermedia</i>	(KRASSKE) NOERPEL et LANGE-B.	0,6	2		
6368	<i>Eunotia microcephala</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
6369	<i>Eunotia minor</i>	(KUETZING) GRUNOW			1,5	2
6885	<i>Eunotia monodon</i>	EHRENBERG	0,6	2		
6370	<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i>	NOERPEL et LANGE-BERTALOT	0,6	2	1,0	5
6371	<i>Eunotia naegeli</i>	MIGULA	0,6	2		
6372	<i>Eunotia nymanniana</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6765	<i>Eunotia parallela</i>	EHRENBERG	0,6	2		
6168	<i>Eunotia pectinalis</i>	(DILLWYN) RABENHORST			1,0	5
6851	<i>Eunotia praeupta</i>	EHRENBERG	0,9	2	1,0	5
6767	<i>Eunotia praeupta</i> var. <i>bidens</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	1,1	2		
6374	<i>Eunotia praeupta</i> var. <i>bigibba</i>	(KUETZING) GRUNOW	0,9	2		
6375	<i>Eunotia rhomboidea</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6850	<i>Eunotia serra</i>	EHRENBERG	0,6	2	1,0	5
6377	<i>Eunotia serra</i> var. <i>tetraodon</i>	(EHRENBERG) NOERPEL	0,6	2	1,0	5
6382	<i>Eunotia sudetica</i>	O.MUELLER	0,6	2	1,0	5
6383	<i>Eunotia tenella</i>	(GRUNOW) HUSTEDT			1,0	5
6771	<i>Eunotia triodon</i>	EHRENBERG	0,6	2	1,0	5
6384	<i>Fragilaria alpestris</i>	KRASSKE	0,6	2		
6077	<i>Fragilaria arcus</i>	(EHRENBERG) CLEVE	1,0	3	1,5	2
6385	<i>Fragilaria bicapitata</i>	A.MAYER	1,1	1	1,6	3
6388	<i>Fragilaria brevistriata</i>	GRUNOW	3,0	1	1,3	4
6033	<i>Fragilaria capucina</i>	DESMAZIERES	1,8	2		
6394	<i>Fragilaria capucina</i> perminuta - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	2,1	4	1,5	3
6395	<i>Fragilaria capucina</i> radians - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	2,0	2		
6908	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>amphicephala</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,9	2	1,0	5
6389	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,5	4	1,0	5
6392	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	1,1	2	1,3	4
6393	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	(RABENHORST) RABENHORST	2,5	1	1,5	3
6396	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	1,0	2	1,6	3
6186	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	1,8	1	2,5	2
16234	<i>Fragilaria constricta</i>	EHRENBERG	0,6	3	1,0	5
6034	<i>Fragilaria construens</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	2,3	2	1,4	3
6397	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	2,3	2		
6828	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	2,3	2		
6075	<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON			1,4	3
6399	<i>Fragilaria delicatissima</i>	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	1,4	2	1,0	5
6401	<i>Fragilaria exigua</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
6915	<i>Fragilaria famelica</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	0,7	4		
6234	<i>Fragilaria fasciculata</i>	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	3,5	3	2,5	3
6402	<i>Fragilaria incognita</i>	REICHARDT	2,2	1	1,1	4
6076	<i>Fragilaria leptostauron</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	2,0	1		
6405	<i>Fragilaria nanana</i>	LANGE-BERTALOT	1,2	2	1,1	4

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6237	<i>Fragilaria parasitica</i>	(W.SMITH) GRUNOW	2,3	3	2,2	3
6078	<i>Fragilaria pinnata</i>	EHRENBERG	2,2	1	1,4	3
6238	<i>Fragilaria pulchella</i>	(RALFS) LANGE-BERTALOT	3,5	2	2,8	4
6408	<i>Fragilaria robusta</i>	(FUSEY) MANGUIN			1,0	5
6409	<i>Fragilaria tenera</i>	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	1,0	2	1,0	5
6239	<i>Fragilaria ulna</i>	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT	3,5	4		
16575	<i>Fragilaria ulna acus</i> - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	1,8	2		
6410	<i>Fragilaria ulna angustissima</i> - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	1,8	2		
6780	<i>Fragilaria ulna oxyrhynchus</i> - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	2,9	2		
6169	<i>Fragilaria virescens</i>	RALFS	1,4	1	1,2	4
6187	<i>Frustulia rhomboides</i>	(EHRENBERG) DE TONI	0,5	3	1,0	5
6411	<i>Frustulia rhomboides</i> var. amphipleuroides	(GRUNOW) DE TONI	0,6	2	1,2	4
6412	<i>Frustulia rhomboides</i> var. crassinervia	(BREBISSON) ROSS	0,4	2	1,0	5
6413	<i>Frustulia rhomboides</i> var. saxonica	(RABENHORST) DE TONI	0,4	2	1,0	5
6079	<i>Frustulia vulgaris</i>	(THWAITES) DE TONI	2,0	2	2,0	3
6080	<i>Gomphonema acuminatum</i>	EHRENBERG	2,5	2	1,5	2
6418	<i>Gomphonema affine</i>	KUETZING	1,8	3		
16246	<i>Gomphonema amoenum</i>	LANGE-BERTALOT	0,4	1		
6819	<i>Gomphonema angustum</i>	J.G.AGARDH	1,0	3	1,6	3
6081	<i>Gomphonema augur</i>	EHRENBERG	3,1	1	2,1	3
6419	<i>Gomphonema auritum</i>	A.BRAUN	0,6	1	1,1	4
6420	<i>Gomphonema bavaricum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	0,6	2	1,1	5
6421	<i>Gomphonema bohemicum</i>	REICHELt et FRICKE	0,6	1	1,0	5
6217	<i>Gomphonema clavatum</i>	EHRENBERG			1,2	4
6422	<i>Gomphonema clevei</i>	FRICKE	1,2	2		
6423	<i>Gomphonema dichotomum</i>	KUETZING	1,3	2		
6883	<i>Gomphonema gracile</i>	EHRENBERG			1,2	4
6424	<i>Gomphonema hebridense</i>	GREGORY	0,9	2	1,1	4
6427	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	0,7	2	1,0	5
6428	<i>Gomphonema micropus</i>	KUETZING			1,9	4
6912	<i>Gomphonema minutum</i>	(J.G.AGARDH) J.G.AGARDH	2,2	1	2,0	5
6429	<i>Gomphonema occultum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	0,6	2	1,0	5
6867	<i>Gomphonema olivaceum</i>	(HORNEMANN) BREBISSON	2,9	1	2,1	4
16255	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. calcareum	(CLEVE) CLEVE	1,8	3		
6430	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. minutissimum	HUSTEDT	1,2	2	1,5	3
6431	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. olivaceoides	(HUST.) LANGE-B. et REICHARDT	1,5	2	1,5	3
6432	<i>Gomphonema olivaceum</i> v. olivaceolacuum	LANGE-BERTALOT et REICHARDT	1,9	3	1,9	4
6158	<i>Gomphonema parvulum</i>	(KUETZING) KUETZING	3,6	2		
6433	<i>Gomphonema parvulum</i> var. exilissimum	GRUNOW	0,7	2		
16258	<i>Gomphonema parvulum</i> var. parvulus	LANGE-BERTALOT et REICHARDT	0,6	2		
6434	<i>Gomphonema procerum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	1,2	2	1,0	5
6435	<i>Gomphonema productum</i>	(GRUN.) LANGE-B. et REICHARDT	1,3	2	1,2	4
6436	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	LANGE-BERTALOT	3,7	3	2,5	3
6437	<i>Gomphonema pumilum</i>	(GRUNOW) LANGE-B. et REICH.	1,1	1	1,6	3
16586	<i>Gomphonema rhombicum</i>	FRICKE	0,6	1		
6438	<i>Gomphonema sarcophagus</i>	GREGORY	1,3	2		
6439	<i>Gomphonema stauroneiforme</i>	GRUNOW	0,3	3		
6897	<i>Gomphonema tergestinum</i>	FRICKE	1,4	1	1,9	4
6188	<i>Gomphonema truncatum</i>	EHRENBERG	1,9	1	1,5	2
6999	<i>Gomphonema ventricosum</i>	GREGORY	0,5	5	1,0	5
6036	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(KUETZING) RABENHORST	3,7	3	1,9	3
6041	<i>Gyrosigma attenuatum</i>	(KUETZING) RABENHORST	2,6	3		
6443	<i>Gyrosigma nodiferum</i>	(GRUNOW) REIMER	2,7	2	2,0	4
6974	<i>Gyrosigma scalproides</i>	(RABENHORST) CLEVE	2,3	1		
6084	<i>Hantzschia amphioxys</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	3,6	3	1,8	1
6005	<i>Melosira varians</i>	J.G.AGARDH	2,9	4	2,3	2
6026	<i>Meridion circulare</i>	(GREVILLE) J.G.AGARDH	2,5	2	1,9	3
6446	<i>Meridion circulare</i> var. constrictum	(RALFS) VAN HEURCK	1,2	2	1,2	4
6448	<i>Navicula absoluta</i>	HUSTEDT	1,4	3	1,1	4
6809	<i>Navicula angusta</i>	GRUNOW	0,6	2	1,0	5
16292	<i>Navicula arvensis</i> var. major	LANGE-BERTALOT	3,9	2	3,5	2
6117	<i>Navicula atomus</i>	(KUETZING) GRUNOW	2,8	3	3,4	2
6241	<i>Navicula atomus</i> var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	3,1	4	3,4	2

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6087	<i>Navicula bacillum</i>	EHRENBERG	2,3	3	1,6	4
6461	<i>Navicula bryophila</i>	PETERSEN	1,3	2	1,1	4
6462	<i>Navicula canoris</i>	HOHN et HELLERMANN	2,9	1	2,0	5
6868	<i>Navicula capitata</i>	EHRENBERG	3,4	3	2,7	3
6966	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>	(GRUNOW) ROSS	2,7	2		
6910	<i>Navicula capitatoradiata</i>	GERMAIN	3,3	4	2,3	3
6088	<i>Navicula cari</i>	EHRENBERG	2,6	1	1,5	3
6089	<i>Navicula cincta</i>	(EHRENBERG) RALFS	3,4	2	2,6	2
6968	<i>Navicula citrus</i>	KRASSKE	2,9	1	2,3	3
6466	<i>Navicula clementis</i>	GRUNOW	2,5	2	1,7	4
6969	<i>Navicula cocconeiformis</i>	GREGORY	1,2	2	1,0	5
6467	<i>Navicula cohnii</i>	(HILSE) LANGE-BERTALOT	3,5	2		
6469	<i>Navicula constans</i>	HUSTEDT	2,9	1	1,4	4
6858	<i>Navicula contenta</i>	GRUNOW			1,4	3
6470	<i>Navicula costulata</i>	GRUNOW	2,9	2	1,5	3
6010	<i>Navicula cryptocephala</i>	KUETZING	3,5	4	2,5	2
6471	<i>Navicula cryptofallax</i>	LANGE-BERTALOT et HOFMANN	2,1	2	1,9	4
6889	<i>Navicula cryptotenella</i>	LANGE-BERTALOT	2,3	1	1,5	2
6038	<i>Navicula cuspidata</i>	(KUETZING) KUETZING	3,8	3	2,7	3
6473	<i>Navicula decussis</i>	OESTRUP	1,2	1	1,7	3
6475	<i>Navicula detenta</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6826	<i>Navicula elginensis</i>	(GREGORY) RALFS	2,1	2	1,5	3
6481	<i>Navicula erifuga</i>	LANGE-BERTALOT	2,9	2	2,3	3
6482	<i>Navicula evanida</i>	HUSTEDT	1,8	1	1,0	5
6808	<i>Navicula exigua</i>	(GREGORY) GRUNOW	2,9	3	1,5	3
6917	<i>Navicula exilis</i>	KUETZING	2,0	1	1,1	4
6485	<i>Navicula festiva</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
6489	<i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	1,2	1	1,2	4
6967	<i>Navicula gastrum</i>	(EHRENBERG) KUETZING	2,9	3	1,5	5
6916	<i>Navicula goeppertiana</i>	(BLEISCH) H.L.SMITH	3,6	5	3,3	2
6493	<i>Navicula gottlandica</i>	GRUNOW	1,5	2	1,0	5
6015	<i>Navicula gregaria</i>	DONKIN	3,5	4	2,5	2
6833	<i>Navicula halophila</i>	(GRUNOW) CLEVE	3,4	5	3,0	3
6500	<i>Navicula hustedtii</i>	KRASSKE	1,8	2		
6501	<i>Navicula ignota</i> var. <i>acceptata</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	1,8	2		
6812	<i>Navicula integra</i>	(W.SMITH) RALFS	2,9	2	2,4	2
6505	<i>Navicula jaagii</i>	MEISTER	0,9	2	1,0	5
6506	<i>Navicula jaernefeltii</i>	HUSTEDT	1,3	2	1,1	4
6507	<i>Navicula joubaudii</i>	GERMAIN	3,6	5	1,8	3
16330	<i>Navicula lacunolaciniata</i>	LANGE-BERTALOT et BONIK	3,9	3		
6882	<i>Navicula laevisissima</i>	KUETZING	1,1	2	1,1	4
6864	<i>Navicula lanceolata</i>	(J.G.AGARDH) EHRENBERG	3,5	4	2,3	3
6156	<i>Navicula laterostrata</i>	HUSTEDT	1,4	2	1,0	5
6923	<i>Navicula lenzii</i>	HUSTEDT	1,2	2	1,1	4
16337	<i>Navicula levanderi</i>	HUSTEDT			1,0	5
6513	<i>Navicula mediocris</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
6094	<i>Navicula menisculus</i>	SCHUMANN	2,7	2	1,1	5
6514	<i>Navicula menisculus</i> var. <i>grunowii</i>	LANGE-BERTALOT	2,1	2	2,2	2
16343	<i>Navicula menisculus</i> var. <i>upsaliensis</i>	GRUNOW	2,9	2		
6095	<i>Navicula minima</i>	GRUNOW	2,9	2		
6872	<i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	2,9	3	3,1	3
6516	<i>Navicula minusculoides</i>	HUSTEDT	2,9	2	3,0	2
6219	<i>Navicula molestiformis</i>	HUSTEDT	2,9	2	3,1	2
6861	<i>Navicula monoculata</i>	HUSTEDT	2,9	2	2,2	4
6028	<i>Navicula mutica</i>	KUETZING	2,9	1	2,0	3
6519	<i>Navicula mutica</i> var. <i>ventricosa</i>	(KUETZING) CLEVE et GRUNOW	3,1	2		
16020	<i>Navicula nivalis</i>	EHRENBERG	2,9	1		
6073	<i>Navicula oblonga</i>	KUETZING	2,7	1	1,4	3
6013	<i>Navicula pelliculosa</i>	(BREBISSON) HILSE	2,5	3		
16353	<i>Navicula perminuta</i>	GRUNOW	3,4	3	2,3	3
6866	<i>Navicula phyllepta</i>	KUETZING	2,9	3	2,3	3
6099	<i>Navicula placentula</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	2,7	3	1,6	4
6524	<i>Navicula praeterita</i>	HUSTEDT	0,9	2	1,0	5
6100	<i>Navicula protracta</i>	(GRUNOW) CLEVE	2,9	2	2,1	4
6527	<i>Navicula pseudobryophila</i>	(HUSTEDT) HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6865	<i>Navicula pseudolanceolata</i>	LANGE-BERTALOT	2,5	2		
6529	<i>Navicula pseudoscutiformis</i>	HUSTEDT	1,4	2	1,0	5
6530	<i>Navicula pseudotuscula</i>	HUSTEDT	1,8	2	1,3	4

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6101	<i>Navicula pupula</i>	KUETZING	3,7	5	2,4	2
6532	<i>Navicula pupula</i> var. <i>mutata</i>	(KRASSKE) HUSTEDT	1,2	2		
6102	<i>Navicula pygmaea</i>	KUETZING	3,7	5	2,6	3
6103	<i>Navicula radiosa</i>	KUETZING	0,6	3	1,3	4
6534	<i>Navicula recens</i>	(LANGE-BERTALOT) LANGE-B.	2,9	2	2,4	3
6221	<i>Navicula reichardtiana</i>	LANGE-BERTALOT	2,3	1	2,1	4
6535	<i>Navicula reichardtiana</i> var. <i>crassa</i>	LANGE-BERTALOT et HOFMANN	2,3	1		
6104	<i>Navicula reinhardtii</i>	GRUNOW	2,8	1	1,9	4
6022	<i>Navicula rhynchocephala</i>	KUETZING	2,3	1	1,7	2
6105	<i>Navicula salinarum</i>	GRUNOW	2,3	2		
6537	<i>Navicula saprophila</i>	LANGE-BERTALOT	2,6	1	3,5	2
6539	<i>Navicula schmassmannii</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6926	<i>Navicula schoenfeldii</i>	HUSTEDT	1,9	1	1,6	4
6541	<i>Navicula scutelloides</i>	W.SMITH	2,7	3	1,6	4
16368	<i>Navicula seibigiana</i>	LANGE-BERTALOT	2,3	2		
16032	<i>Navicula semen</i>	EHRENBERG	0,6	3		
6192	<i>Navicula seminulum</i>	GRUNOW	3,2	2	3,2	2
6873	<i>Navicula slesvicensis</i>	GRUNOW	3,0	2	2,0	5
6543	<i>Navicula soehrensii</i>	KRASSKE	0,6	2	1,0	5
16034	<i>Navicula soehrensii</i> var. <i>hassiacae</i>	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	0,6	2	1,0	5
6813	<i>Navicula splendidula</i>	VAN LANDINGHAM	1,5	2		
6546	<i>Navicula stroemii</i>	HUSTEDT	1,2	2	1,0	5
6547	<i>Navicula subalpina</i>	REICHARDT	1,4	2	1,0	5
6106	<i>Navicula subhamulata</i>	GRUNOW	2,5	1	1,9	3
6548	<i>Navicula sublucidula</i>	HUSTEDT	2,9	1	1,9	4
6896	<i>Navicula subminuscula</i>	MANGUIN	3,5	4	3,4	2
16373	<i>Navicula submuralis</i>	HUSTEDT	0,6	2		
6550	<i>Navicula subrotundata</i>	HUSTEDT	1,8	2	1,4	4
6878	<i>Navicula subtilissima</i>	CLEVE	0,5	2	1,0	5
6551	<i>Navicula suchlandtii</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6553	<i>Navicula tenelloides</i>	HUSTEDT	2,9	2		
6554	<i>Navicula tridentula</i>	KRASSKE	0,6	2		
6831	<i>Navicula tripunctata</i>	(O.F.MUELLER) BORY DE ST. VINC.	3,1	3	2,0	3
6870	<i>Navicula trivialis</i>	LANGE-BERTALOT	3,3	1	2,7	3
6989	<i>Navicula tuscula</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	1,8	1	1,1	4
6556	<i>Navicula utermoehlii</i>	HUSTEDT	1,8	2	1,4	4
16037	<i>Navicula variostrata</i>	KRASSKE	0,5	2	1,0	5
6890	<i>Navicula veneta</i>	KUETZING	3,5	5	3,3	2
6557	<i>Navicula ventralis</i>	KRASSKE	0,5	3		
6037	<i>Navicula viridula</i>	(KUETZING) EHRENBERG	3,5	4	2,2	4
6558	<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	(KUETZING) CLEVE	3,5	4	2,2	4
6559	<i>Navicula vitabunda</i>	HUSTEDT	1,3	2	1,2	4
6560	<i>Navicula vulpina</i>	KUETZING	1,8	2	1,0	5
6561	<i>Navicula wildii</i>	LANGE-BERTALOT	0,3	2	1,0	5
6820	<i>Neidium affine</i>	(EHRENBERG) PFITZER	0,6	2	1,0	5
6562	<i>Neidium affine</i> var. <i>longiceps</i>	(GREGORY) CLEVE	0,6	2		
6563	<i>Neidium alpinum</i>	HUSTEDT	0,6	2	1,0	5
6564	<i>Neidium ampliatum</i>	(EHRENBERG) KRAMMER	1,5	2	1,0	5
6856	<i>Neidium binodis</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	1,8	1	1,3	3
6566	<i>Neidium bisulcatum</i>	(LAGERSTEDT) CLEVE	0,6	3	1,0	5
6108	<i>Neidium dubium</i>	(EHRENBERG) CLEVE	2,3	2	1,3	3
6568	<i>Neidium hercynicum</i>	A.MAYER	0,5	2	1,0	5
6109	<i>Neidium iridis</i>	(EHRENBERG) CLEVE	1,3	2	1,0	5
16386	<i>Neidium ladogensis</i>	(CLEVE) FOGED	0,8	1		
6110	<i>Neidium productum</i>	(W.SMITH) CLEVE	1,4	2	1,0	5
6023	<i>Nitzschia acicularis</i>	(KUETZING) W.SMITH	3,6	5	2,5	2
6573	<i>Nitzschia acidoclinata</i>	LANGE-BERTALOT	2,3	2	1,3	3
6965	<i>Nitzschia acula</i>	HANTZSCH	2,7	2	2,0	3
6575	<i>Nitzschia alpina</i>	HUSTEDT	0,6	3	1,0	5
6039	<i>Nitzschia amphibia</i>	GRUNOW	3,8	5	2,5	2
6991	<i>Nitzschia angustata</i>	(W.SMITH) GRUNOW	1,9	1	1,3	4
6576	<i>Nitzschia angustatula</i>	LANGE-BERTALOT	2,6	2	1,9	4
16045	<i>Nitzschia angustiforaminata</i>	LANGE-BERTALOT	3,9	2		
6922	<i>Nitzschia archibaldii</i>	LANGE-BERTALOT	2,0	2	1,9	3
6578	<i>Nitzschia bacillum</i>	HUSTEDT	1,9	2	1,1	4
6580	<i>Nitzschia brevissima</i>	GRUNOW	2,9	2		
16048	<i>Nitzschia calida</i>	GRUNOW	3,0	2	2,9	4
6964	<i>Nitzschia capitellata</i>	HUSTEDT	3,8	5	3,4	2

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6193	Nitzschia clausii	HANTZSCH	3,9	2	2,9	4
6194	Nitzschia communis	RABENHORST	3,9	2	3,3	3
6581	Nitzschia commutata	GRUNOW	3,5	2		
6242	Nitzschia constricta	(KUETZING) RALFS	3,9	5	2,8	4
6584	Nitzschia dealpina	LANG-BERTALOT et HOFMANN	2,3	2	1,1	4
6921	Nitzschia debilis	ARNOIT	2,9	2		
6008	Nitzschia dissipata	(KUETZING) GRUNOW	2,4	2	2,0	3
6586	Nitzschia dissipata var. media	(HANTZSCH) GRUNOW	2,6	1	1,3	3
6113	Nitzschia dubia	W.SMITH	2,9	2		
6195	Nitzschia filiformis	(W.SMITH) VAN HEURCK	3,7	2	2,9	4
6025	Nitzschia fonticola	GRUNOW			2,1	4
6196	Nitzschia frustulum	(KUETZING) GRUNOW	3,3	4	2,2	4
6806	Nitzschia fruticosa	HUSTEDT	2,9	2		
6594	Nitzschia graciliformis	LANG-BERTALOT et SIMONSEN	3,4	1	1,6	2
6197	Nitzschia gracilis	HANTZSCH	2,5	2	1,3	4
6931	Nitzschia hantzschiana	RABENHORST	2,0	3	1,6	2
6963	Nitzschia heufleriana	GRUNOW	3,3	4	2,0	5
16051	Nitzschia hamburgiensis	LANG-BERTALOT	1,4	3	1,3	3
6114	Nitzschia hungarica	GRUNOW	3,9	3	2,9	4
6595	Nitzschia inconspicua	GRUNOW	3,1	1	2,2	4
6857	Nitzschia intermedia	HANTZSCH	2,9	2		
6597	Nitzschia lacuum	LANG-BERTALOT	1,2	1	1,2	4
6888	Nitzschia levidensis	(W.SMITH) GRUNOW	3,7	2	2,9	4
6024	Nitzschia linearis	(J.G.AGARDH) W.SMITH	3,4	4	1,9	2
6599	Nitzschia linearis var. subtilis	(GRUNOW) HUSTEDT	3,9	3		
6198	Nitzschia microcephala	GRUNOW	3,9	3	2,5	2
6198	Nitzschia microcephala	GRUNOW	3,9	3	2,5	2
6011	Nitzschia palea	(KUETZING) W.SMITH	3,3	3		
6603	Nitzschia palea var. debilis	(KUETZING) GRUNOW	2,3	1		
6199	Nitzschia paleacea	GRUNOW	2,3	2	2,7	3
6605	Nitzschia perminuta	(GRUNOW) M.PERAGALLO	2,3	1	1,3	3
6918	Nitzschia pura	HUSTEDT	1,9	3	1,8	2
6925	Nitzschia pusilla	GRUNOW	2,7	2	2,4	3
6029	Nitzschia recta	HANTZSCH	3,0	3	1,5	2
16445	Nitzschia reversa	W.SMITH	2,9	2		
6201	Nitzschia sigma	(KUETZING) W.SMITH	2,9	2	2,9	4
6027	Nitzschia sigmoidea	(NITZSCH) W.SMITH	3,8	4	2,1	4
6610	Nitzschia sinuata var. delognei	(GRUNOW) LANG-BERTALOT	2,3	2	1,8	2
6611	Nitzschia sinuata var. tabellaria	(GRUNOW) GRUNOW	1,2	1		
6961	Nitzschia sociabilis	HUSTEDT	2,8	1	2,1	4
6612	Nitzschia solita	HUSTEDT	3,4	2		
6613	Nitzschia subacicularis	HUSTEDT			2,0	3
6960	Nitzschia sublinearis	HUSTEDT	2,7	4	1,6	2
6924	Nitzschia supralitorea	LANG-BERTALOT	2,9	4	2,7	3
6119	Nitzschia tryblionella	HANTZSCH	3,8	4	2,4	4
6615	Nitzschia tubicola	GRUNOW	3,4	2	2,1	4
6615	Nitzschia tubicola	GRUNOW	3,4	2	2,1	4
6118	Nitzschia umbonata	(EHRENBERG) LANG-BERTALOT	3,8	3	3,8	4
6120	Nitzschia vermicularis	(KUETZING) HANTZSCH			2,0	3
6616	Nitzschia wuellerstorffii	LANG-BERTALOT			2,1	4
6846	Pinnularia alpina	W.SMITH	0,6	2		
16461	Pinnularia balfouriana	GRUNOW	0,6	2		
6148	Pinnularia borealis	EHRENBERG	1,9	1	1,4	3
6881	Pinnularia braunii	(GRUNOW) CLEVE	0,7	2		
6627	Pinnularia brevicostata	CLEVE	0,3	2		
16062	Pinnularia cardinalis	(EHRENBERG) W.SMITH	0,4	2		
6631	Pinnularia dactylus	EHRENBERG	0,6	2		
6632	Pinnularia divergens	W.SMITH	0,6	2		
6633	Pinnularia divergentissima	(GRUNOW) CLEVE	0,6	2		
6845	Pinnularia episcopalis	CLEVE	0,6	2		
6636	Pinnularia gentilis	(DONKIN) CLEVE	1,5	2		
6121	Pinnularia gibba	EHRENBERG			2,5	1
6637	Pinnularia gibba var. linearis	HUSTEDT	0,3	2	1,0	5
6639	Pinnularia globiceps	GREGORY	1,8	2		
6223	Pinnularia hemiptera	(KUETZING) RABENHORST	0,6	2		
6844	Pinnularia interrupta	W.SMITH	0,7	2	1,2	4
16473	Pinnularia lagerstedtii	(CLEVE) CLEVE-EULER	0,6	2		
6853	Pinnularia lata	(BREBISSON) RABENHORST	0,6	2		

DV-Nr.	Taxa	Autor	TW	G	SW	G
6958	<i>Pinnularia legumen</i>	EHRENBERG	0,6	2		
6123	<i>Pinnularia maior</i>	(KUETZING) RABENHORST	1,4	3	1,0	5
6650	<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>brebissonii</i>	(KUETZING) MAYER			2,1	2
6111	<i>Pinnularia nobilis</i>	(EHRENBERG) EHRENBERG	0,5	2		
6652	<i>Pinnularia nodosa</i>	(EHRENBERG) W.SMITH	0,3	2		
16071	<i>Pinnularia pulchra</i>	OESTRUP	0,6	2		
6659	<i>Pinnularia rupestris</i>	HANTZSCH	0,6	2		
6663	<i>Pinnularia stomatophora</i>	(GRUNOW) CLEVE	0,6	2		
6126	<i>Pinnularia subcapitata</i>	GREGORY	0,9	2	1,0	5
6665	<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>hilseana</i>	(JANISCH) O.MUELLER	0,3	2	1,0	5
6669	<i>Pinnularia subrostrata</i>	(A.CLEVE) CLEVE-EULER	0,3	2		
6672	<i>Pinnularia sudetica</i>	(HILSE) HILSE	1,3	2		
6128	<i>Pinnularia viridis</i>	(NITZSCH) EHRENBERG	1,3	2	1,2	4
16485	<i>Pleurosigma angulatum</i>	QUEKETT	2,9	2		
6224	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	2,9	2	2,1	4
6677	<i>Rhopalodia gibba</i>	(EHRENBERG) O.MUELLER	2,7	2	1,5	3
6678	<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>parallela</i>	(GRUNOW) H.et M.PERAGALLO	0,6	3	1,0	5
6225	<i>Simonsenia delognei</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	2,9	2	2,2	4
6841	<i>Stauroneis acuta</i>	W.SMITH	1,8	1		
6679	<i>Stauroneis agrestis</i>	PETERSEN			1,0	5
6129	<i>Stauroneis anceps</i>	EHRENBERG			1,2	4
16558	<i>Stauroneis gracillima</i>	HUSTEDT	1,1	1		
6681	<i>Stauroneis kriegerii</i>	PATRICK	3,3	2	1,6	2
6683	<i>Stauroneis legumen</i>	EHRENBERG	1,9	2		
6685	<i>Stauroneis obtusa</i>	LAGERSTEDT	0,6	2	1,0	5
6130	<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	(NITZSCH) EHRENBERG	2,9	1	1,5	2
6131	<i>Stauroneis smithii</i>	GRUNOW	3,3	2	1,5	2
6688	<i>Stauroneis thermicola</i>	(PETERSEN) LUND			1,4	3
16087	<i>Stenopterobia curvula</i>	(W.SMITH) KRAMMER	0,4	2	1,0	5
6690	<i>Stenopterobia delicatissima</i>	(LEWIS) BREBISSON	0,5	2	1,0	5
6227	<i>Surirella amphioxys</i>	W.SMITH	2,9	2		
6133	<i>Surirella angusta</i>	KUETZING	3,7	3	2,2	2
6691	<i>Surirella bifrons</i>	EHRENBERG	2,3	2		
6134	<i>Surirella biseriata</i>	BREBISSON	2,1	2		
6693	<i>Surirella brebissonii</i>	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	3,6	5	2,5	2
6994	<i>Surirella capronii</i>	BREBISSON	2,5	2		
16513	<i>Surirella crumena</i>	BREBISSON	2,9	2		
6880	<i>Surirella elegans</i>	EHRENBERG	2,7	3		
6135	<i>Surirella linearis</i>	W.SMITH	1,0	2	1,1	4
16091	<i>Surirella linearis</i> var. <i>helvetica</i>	(BRUN) MEISTER	0,6	2	1,0	5
6229	<i>Surirella minuta</i>	BREBISSON	3,8	3	2,4	3
6136	<i>Surirella ovalis</i>	BREBISSON			2,9	4
6694	<i>Surirella roba</i>	LECLERCQ	0,6	2	1,0	5
6097	<i>Surirella spiralis</i>	KUETZING	0,6	2		
16518	<i>Surirella turgida</i>	W.SMITH	0,6	2		
6074	<i>Tabellaria fenestrata</i>	(LYNGBYE) KUETZING	1,4	3		
6091	<i>Tabellaria flocculosa</i>	(ROTH) KUETZING	0,8	2	1,1	4
6698	<i>Tabellaria ventricosa</i>	KUETZING	0,9	2	1,0	5
16522	<i>Tetracyclus glans</i>	(EHRENBERG) MILLS	0,6	3	1,0	5
16097	<i>Tetracyclus rupestris</i>	(BRAUN) GRUNOW	0,5	2	1,0	5

Tabelle 52: Indikatorarten für den Salzgehalt von Binnengewässern (verändert und erweitert nach ZIEMANN et al. 1999)
HG = Halobiengruppe: hx = haloxene Taxa, hmp = halophile, mesohalobe und polyhalobe Taxa

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
6699	<i>Achnanthes altaica</i>	(PORETZKY) CLEVE-EULER	hx
16105	<i>Achnanthes bahusiensis</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	hmp
16106	<i>Achnanthes biasolettiana</i> var. <i>subatomus</i>	LANGE-BERTALOT	hx
16107	<i>Achnanthes brevipes</i>	J.G.AGARDH	hmp
16528	<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i>	(KUETZING) CLEVE	hmp
16111	<i>Achnanthes daonensis</i>	LANGE-BERTALOT	hx
6248	<i>Achnanthes delicatula</i>	(KUETZING) GRUNOW	hmp
16114	<i>Achnanthes didyma</i>	HUSTEDT	hx
6253	<i>Achnanthes helvetica</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	hx
6256	<i>Achnanthes kranzii</i>	LANGE-BERTALOT	hx

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
16119	<i>Achnanthes kuelbsii</i>	LANGE-BERTALOT	hx
6262	<i>Achnanthes lapidosa</i>	KRASSKE	hx
6705	<i>Achnanthes laterostrata</i>	HUSTEDT	hx
6264	<i>Achnanthes levanderi</i>	HUSTEDT	hx
6045	<i>Achnanthes linearis</i>	(W.SMITH) GRUNOW sensu auct. nonnull	hx
6265	<i>Achnanthes marginulata</i>	GRUNOW	hx
6268	<i>Achnanthes oblongella</i>	OESTRUP	hx
16138	<i>Achnanthes parvula</i>	KUETZING	hmp
6270	<i>Achnanthes peragalli</i>	BRUN & HERIBAUD	hx
16139	<i>Achnanthes pseudopunctulata</i>	SIMONSEN	hmp
16141	<i>Achnanthes punctulata</i>	SIMONSEN	hmp
6711	<i>Achnanthes rechtensis</i>	LECLERCO	hx
16143	<i>Achnanthes rossii</i>	HUSTEDT	hx
6275	<i>Achnanthes silvahercynia</i>	LANGE-BERTALOT	hx
6276	<i>Achnanthes subatomoides</i>	(HUSTEDT) LANGE-B. & ARCHIBALD	hx
6277	<i>Achnanthes suchlandtii</i>	HUSTEDT	hx
6713	<i>Achnanthes ventralis</i>	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	hx
6281	<i>Amphipleura rutilans</i>	(TRENTEPOHL) CLEVE	hmp
16152	<i>Amphora coffeaeformis</i>	(J.G.AGARDH) KUETZING	hmp
16153	<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>acutiuscula</i>	(KUETZING) RABENHORST	hmp
16154	<i>Amphora commutata</i>	GRUNOW	hmp
16155	<i>Amphora delicatissima</i>	KRASSKE	hmp
6285	<i>Amphora holsatica</i>	HUSTEDT	hmp
16156	<i>Amphora lineolata</i>	EHRENBERG	hmp
16157	<i>Amphora subcapitata</i>	(KISSELEV) HUSTEDT	hmp
6049	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	(EHRENBERG) PFITZER	hmp
6143	<i>Bacillaria paradoxa</i>	GMELIN	hmp
6291	<i>Brachysira brebissonii</i>	ROSS	hx
16165	<i>Brachysira follis</i>	(EHRENBERG) ROSS	hx
16166	<i>Brachysira garrensis</i>	(LANGE-B. & KRAMMER) LANGE-B.	hx
16167	<i>Brachysira procera</i>	LANGE-BERTALOT & MOSER	hx
6296	<i>Brachysira serians</i>	(BREBISSON) ROUND & MANN	hx
16168	<i>Brachysira wygaschii</i>	LANGE-BERTALOT	hx
6300	<i>Caloneis aerophila</i>	BOCK	hx
6043	<i>Caloneis amphisbaena</i>	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE	hmp
16171	<i>Caloneis permagna</i>	(BAILEY) CLEVE	hmp
16172	<i>Caloneis westii</i>	(W.SMITH) HENDEY	hmp
16174	<i>Campylodiscus clypeus</i>	EHRENBERG	hmp
16175	<i>Campylodiscus echeneis</i>	EHRENBERG	hmp
16180	<i>Cocconeis scutellum</i>	EHRENBERG	hmp
6309	<i>Cylindrotheca gracilis</i>	(BREBISSON) GRUNOW	hmp
6316	<i>Cymbella descripta</i>	(HUSTEDT) KRAMMER & LANGE-B.	hx
6317	<i>Cymbella elginensis</i>	KRAMMER	hx
6319	<i>Cymbella gaeumannii</i>	MEISTER	hx
6320	<i>Cymbella gracilis</i>	(EHRENBERG) KUETZING	hx
6321	<i>Cymbella hebridica</i>	(GRUNOW) CLEVE	hx
6331	<i>Cymbella mesiana</i>	CHOLNOKY	hx
6747	<i>Cymbella norvegica</i>	GRUNOW	hx
6977	<i>Cymbella perpusilla</i>	CLEVE-EULER	hx
6748	<i>Cymbella pusilla</i>	GRUNOW	hmp
6338	<i>Cymbella stauroneiformis</i>	LAGERSTEDT	hx
16202	<i>Denticula subtilis</i>	GRUNOW	hmp
6185	<i>Diatoma anceps</i>	(EHRENBERG) KIRCHNER	hx
6167	<i>Diatoma hyemalis</i>	(ROTH) HEIBERG	hx
6949	<i>Diatoma mesodon</i>	(EHRENBERG) KUETZING	hx
16206	<i>Diatoma moniliformis</i> ssp. <i>ovalis</i>	(FRICKE) LANGE-BERTALOT	hmp
16207	<i>Diatoma problematica</i>	LANGE-BERTALOT	hmp
16210	<i>Diploneis didyma</i>	(EHRENBERG) EHRENBERG	hmp
16211	<i>Diploneis interrupta</i>	(KUETZING) CLEVE	hmp
16213	<i>Diploneis smithii</i>	(BREBISSON) CLEVE	hmp
16214	<i>Diploneis smithii</i> var. <i>dilatata</i>	(PERAGALLO) TERRY	hmp
16215	<i>Diploneis smithii</i> var. <i>pumila</i>	(GRUNOW) HUSTEDT	hmp
16216	<i>Diploneis smithii</i> var. <i>rhombica</i>	MERESCHKOWSKY	hmp
16217	<i>Entomoneis alata</i>	(EHRENBERG) EHRENBERG	hmp
16218	<i>Entomoneis costata</i>	(HUSTEDT) REIMER	hmp
16219	<i>Entomoneis paludosa</i>	(W.SMITH) REIMER	hmp
16220	<i>Entomoneis paludosa</i> var. <i>subsalina</i>	CLEVE	hmp
16221	<i>Eunotia arculus</i>	(GRUNOW) LANGE-B. & NOERPEL	hx
6886	<i>Eunotia arcus</i>	EHRENBERG	hx

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
6213	<i>Eunotia bilunaris</i>	(EHRENBERG) MILLS	hx
16222	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>linearis</i>	(OKUNO) LANGE-BERTALOT & NOERPEL	hx
6355	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>	LANGE-BERTALOT & NOERPEL	hx
6761	<i>Eunotia botuliformis</i>	WILD et al.	hx
16223	<i>Eunotia circumborealis</i>	LANGE-BERTALOT & NOERPEL	hx
6356	<i>Eunotia denticulata</i>	(BREBISSON) RABENHORST	hx
6357	<i>Eunotia diodon</i>	EHRENBERG	hx
16224	<i>Eunotia elegans</i>	OESTRUP	hx
6975	<i>Eunotia exigua</i>	(BREBISSON) RABENHORST	hx
16225	<i>Eunotia exigua</i> var. <i>undulata</i>	MAGDEBURG	hx
6358	<i>Eunotia faba</i>	EHRENBERG	hx
6359	<i>Eunotia fallax</i>	A.CLEVE	hx
6762	<i>Eunotia fallax</i> var. <i>groenlandica</i>	(GRUNOW) LANGE-B. & NOERPEL	hx
6360	<i>Eunotia flexuosa</i>	(BREBISSON) KUETZING	hx
6362	<i>Eunotia glacialis</i>	MEISTER	hx
6363	<i>Eunotia hexaglyphis</i>	EHRENBERG	hx
6364	<i>Eunotia implicata</i>	NOERPEL et al.	hx
6214	<i>Eunotia incisa</i>	GREGORY	hx
6365	<i>Eunotia intermedia</i>	(KRASSKE) NOERPEL & LANGE-B.	hx
16226	<i>Eunotia islandica</i>	OESTRUP	hx
16104	<i>Eunotia jemtlandica</i>	(FONTELL) BERG	hx
16228	<i>Eunotia major</i>	(W.SMITH) RABENHORST	hx
6367	<i>Eunotia meisteri</i>	HUSTEDT	hx
6368	<i>Eunotia microcephala</i>	KRASSKE	hx
6885	<i>Eunotia monodon</i>	EHRENBERG	hx
6370	<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i>	NOERPEL & LANGE-BERTALOT	hx
6371	<i>Eunotia naegeli</i>	MIGULA	hx
16695	<i>Eunotia neofallax</i>	NOERPEL	hx
6372	<i>Eunotia nymanniana</i>	GRUNOW	hx
6373	<i>Eunotia paludosa</i>	GRUNOW	hx
6884	<i>Eunotia paludosa</i> var. <i>trinacria</i>	(KRASSKE) NOERPEL	hx
6168	<i>Eunotia pectinalis</i>	(DILLWYN) RABENHORST	hx
6766	<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>undulata</i>	(RALFS) RABENHORST	hx
6851	<i>Eunotia praerupta</i>	EHRENBERG	hx
6767	<i>Eunotia praerupta</i> var. <i>bidens</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	hx
6374	<i>Eunotia praerupta</i> var. <i>bigibba</i>	(KUETZING) GRUNOW	hx
6768	<i>Eunotia praerupta</i> var. <i>curta</i>	GRUNOW	hx
6769	<i>Eunotia praerupta</i> var. <i>inflata</i>	GRUNOW	hx
16229	<i>Eunotia pseudopectinalis</i>	HUSTEDT	hx
6375	<i>Eunotia rhomboidea</i>	HUSTEDT	hx
16230	<i>Eunotia rhyngocephala</i>	HUSTEDT	hx
6376	<i>Eunotia septentrionalis</i>	OESTRUP	hx
6850	<i>Eunotia serra</i>	EHRENBERG	hx
6770	<i>Eunotia serra</i> var. <i>diadema</i>	(EHRENBERG) PATRICK	hx
6377	<i>Eunotia serra</i> var. <i>tetraodon</i>	(EHRENBERG) NOERPEL	hx
6378	<i>Eunotia silvahercynia</i>	NOERPEL et al.	hx
6379	<i>Eunotia soleirolii</i>	(KUETZING) RABENHORST	hx
6380	<i>Eunotia steinecke</i>	PETERSEN	hx
6381	<i>Eunotia subarcuatoides</i>	ALLES et al.	hx
6382	<i>Eunotia sudetica</i>	O.MUELLER	hx
6383	<i>Eunotia tenella</i>	(GRUNOW) HUSTEDT	hx
16668	<i>Eunotia tetraodon</i>	EHRENBERG	hx
6771	<i>Eunotia triodon</i>	EHRENBERG	hx
16233	<i>Fragilaria acidoclinata</i>	LANGE-BERTALOT & HOFMANN	hx
16234	<i>Fragilaria constricta</i>	EHRENBERG	hx
6401	<i>Fragilaria exigua</i>	GRUNOW	hx
6234	<i>Fragilaria fasciculata</i>	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	hmp
6238	<i>Fragilaria pulchella</i>	(RALFS) LANGE-BERTALOT	hmp
6169	<i>Fragilaria virescens</i>	RALFS	hx
16245	<i>Frustulia creuzburgensis</i>	(KRASSKE) HUSTEDT	hmp
6187	<i>Frustulia rhomboides</i>	(EHRENBERG) DE TONI	hx
6412	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinervia</i>	(BREBISSON) ROSS	hx
6413	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>saxonica</i>	(RABENHORST) DE TONI	hx
6414	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>viridula</i>	(BREBISSON) CLEVE	hx
6421	<i>Gomphonema bohemicum</i>	REICHEL & FRICKE	hx
6424	<i>Gomphonema hebridense</i>	GREGORY	hx
6426	<i>Gomphonema lagerheimii</i>	A.CLEVE	hx
6430	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i>	HUSTEDT	hx

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
6435	Gomphonema productum	(GRUNOW) LANGE-B. & REICHARDT	hx
6999	Gomphonema ventricosum	GREGORY	hx
16227	Gyrosigma balticum	(EHRENBERG) RABENHORST	hmp
16262	Gyrosigma parkeri	(HARRISON) ELMORE	hmp
6996	Gyrosigma peisonis	(GRUNOW) HUSTEDT	hmp
6042	Gyrosigma spenceri	(W.SMITH) CLEVE	hmp
16263	Gyrosigma strigilis	W.SMITH	hmp
16270	Hantzschia spectabilis	(EHRENBERG) HUSTEDT	hmp
16272	Hantzschia virgata	(ROPER) GRUNOW	hmp
16277	Hantzschia vivax	(W.SMITH) M.PERAGALLO	hmp
16279	Mastogloia baltica	GRUNOW	hmp
16280	Mastogloia braunii	GRUNOW	hmp
16281	Mastogloia elliptica	J.G.AGARDH	hmp
6803	Mastogloia elliptica var. dansei	(THWAITES) CLEVE	hmp
6444	Mastogloia smithii	THWAITES	hmp
16287	Melosira nummuloides	(DILLWYN) J.G.AGARDH	hmp
6446	Meridion circulare var. constrictum	(RALFS) VAN HEURCK	hx
16717	Navicula adversa	KRASSKE	hx
6809	Navicula angusta	GRUNOW	hx
16290	Navicula arenaria	DONKIN	hmp
16297	Navicula bulnheimii	GRUNOW	hmp
6089	Navicula cincta	(EHRENBERG) RALFS	hmp
6969	Navicula cocconeiformis	GREGORY	hx
6901	Navicula crucicula	(W.SMITH) DONKIN	hmp
16304	Navicula crucigera	(W.SMITH) CLEVE	hmp
16306	Navicula cryptolyra	BROCKMANN	hmp
6038	Navicula cuspidata	(KUETZING) KUETZING	hmp
6475	Navicula detenta	HUSTEDT	hx
6477	Navicula digitoradiata	(GREGORY) RALFS	hmp
16000	Navicula digitulus	HUSTEDT	hx
6479	Navicula duerrenbergiana	HUSTEDT	hmp
16314	Navicula elegans	W.SMITH	hmp
6482	Navicula evanida	HUSTEDT	hx
6917	Navicula exilis	KUETZING	hx
16316	Navicula flanatica	GRUNOW	hmp
6489	Navicula gallica var. perpusilla	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	hx
6833	Navicula halophila	(GRUNOW) CLEVE	hmp
16321	Navicula halophiloides	HUSTEDT	hmp
6496	Navicula heimansioides	LANGE-BERTALOT	hx
16325	Navicula humerosa	BREBISSON	hmp
6812	Navicula integra	(W.SMITH) RALFS	hmp
6509	Navicula krasskei	HUSTEDT	hx
16010	Navicula lapidosa	KRASSKE	hx
16011	Navicula leptostriata	JOERGENSEN	hx
16337	Navicula levanderii	HUSTEDT	hx
6513	Navicula mediocris	KRASSKE	hx
16346	Navicula microdigitoradiata	LANGE-BERTALOT	hmp
16349	Navicula notha	WALLACE	hx
6098	Navicula peregrina	(EHRENBERG) KUETZING	hmp
16353	Navicula perminuta	GRUNOW	hmp
6866	Navicula phyllepta	KUETZING	hmp
16355	Navicula plicata	DONKIN	hmp
6100	Navicula protracta	(GRUNOW) CLEVE	hmp
6527	Navicula pseudobryophila	(HUSTEDT) HUSTEDT	hx
6102	Navicula pygmaea	KUETZING	hmp
6534	Navicula recens	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	hmp
16362	Navicula rhynchotella	LANGE-BERTALOT	hmp
6105	Navicula salinarum	GRUNOW	hmp
16365	Navicula salinicola	HUSTEDT	hmp
6539	Navicula schmassmannii	HUSTEDT	hx
6540	Navicula schroeterii	MEISTER	hmp
6543	Navicula soehrensii	KRASSKE	hx
16034	Navicula soehrensii var. hassiaca	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	hx
6544	Navicula soehrensii var. muscicola	(PETERSEN) KRASSKE	hx
16370	Navicula soodensis	KRASSKE	hmp
16371	Navicula spicula	(HICKIE) CLEVE	hmp
6549	Navicula submolesta	HUSTEDT	hx
6878	Navicula subtilissima	CLEVE	hx
6551	Navicula suchlandtii	HUSTEDT	hx

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
16376	<i>Navicula tenera</i>	HUSTEDT	hmp
16037	<i>Navicula variostrata</i>	KRASSKE	hx
6563	<i>Neidium alpinum</i>	HUSTEDT	hx
6566	<i>Neidium bisulcatum</i>	(LAGERSTEDT) CLEVE	hx
6110	<i>Neidium productum</i>	(W.SMITH) CLEVE	hx
6573	<i>Nitzschia acidoclinata</i>	LANGE-BERTALOT	hx
16390	<i>Nitzschia agnita</i>	HUSTEDT	hmp
6575	<i>Nitzschia alpina</i>	HUSTEDT	hx
16391	<i>Nitzschia amplectens</i>	HUSTEDT	hmp
6580	<i>Nitzschia brevissima</i>	GRUNOW	hmp
16048	<i>Nitzschia calida</i>	GRUNOW	hmp
16397	<i>Nitzschia circumscuta</i>	(BAILEY) GRUNOW	hmp
6193	<i>Nitzschia clausii</i>	HANTZSCH	hmp
6581	<i>Nitzschia commutata</i>	GRUNOW	hmp
6583	<i>Nitzschia compressa</i> var. <i>balatonis</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	hmp
16049	<i>Nitzschia compressa</i> var. <i>vexans</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	hmp
6242	<i>Nitzschia constricta</i>	(KUETZING) RALFS	hmp
16402	<i>Nitzschia dippellii</i>	GRUNOW	hmp
6113	<i>Nitzschia dubia</i>	W.SMITH	hmp
16405	<i>Nitzschia elegantula</i>	GRUNOW	hmp
16406	<i>Nitzschia epithemoides</i>	GRUNOW	hmp
16408	<i>Nitzschia fasciculata</i>	GRUNOW	hmp
6195	<i>Nitzschia filiformis</i>	(W.SMITH) VAN HEURCK	hmp
6196	<i>Nitzschia frustulum</i>	(KUETZING) GRUNOW	hmp
6591	<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>bulnheimiana</i>	(RABENHORST) GRUNOW	hmp
6931	<i>Nitzschia hantzschiana</i>	RABENHORST	hx
16051	<i>Nitzschia hamburgiensis</i>	LANGE-BERTALOT	hx
6114	<i>Nitzschia hungarica</i>	GRUNOW	hmp
16414	<i>Nitzschia hybrida</i>	GRUNOW	hmp
6595	<i>Nitzschia inconspicua</i>	GRUNOW	hmp
6888	<i>Nitzschia levidensis</i>	(W.SMITH) GRUNOW	hmp
16102	<i>Nitzschia levidensis</i> var. <i>salinarum</i>	GRUNOW	hmp
16052	<i>Nitzschia levidensis</i> var. <i>victoriae</i>	GRUNOW	hmp
16423	<i>Nitzschia liebetruthii</i>	RABENHORST	hmp
6601	<i>Nitzschia littoralis</i>	GRUNOW	hmp
16427	<i>Nitzschia lorenziana</i>	GRUNOW	hmp
6198	<i>Nitzschia microcephala</i>	GRUNOW	hmp
16055	<i>Nitzschia obtusa</i>	W.SMITH	hmp
6602	<i>Nitzschia ovalis</i>	ARNOTT	hmp
16437	<i>Nitzschia perspicua</i>	CHOLNOKY	hmp
16446	<i>Nitzschia rosenstockii</i>	LANGE-BERTALOT	hmp
16447	<i>Nitzschia scalaris</i>	(EHRENBERG) W.SMITH	hmp
16057	<i>Nitzschia scalpelliformis</i>	(GRUNOW) GRUNOW	hmp
6201	<i>Nitzschia sigma</i>	(KUETZING) W.SMITH	hmp
6119	<i>Nitzschia tryblionella</i>	HANTZSCH	hmp
16058	<i>Nitzschia vitrea</i>	NORMAN	hmp
6619	<i>Peronia fibula</i>	(BREISSON) ROSS	hx
6621	<i>Pinnularia anglica</i>	KRAMMER	hx
6622	<i>Pinnularia angusta</i>	(CLEVE) KRAMMER	hx
6623	<i>Pinnularia appendiculata</i>	(J.G.AGARDH) CLEVE	hmp
16543	<i>Pinnularia bacilliformis</i>	KRAMMER	hx
6625	<i>Pinnularia brandelii</i>	CLEVE	hx
16463	<i>Pinnularia brauniana</i>	(GRUNOW) MILLS	hx
6627	<i>Pinnularia brevicostata</i>	CLEVE	hx
16062	<i>Pinnularia cardinalis</i>	(EHRENBERG) W.SMITH	hx
6629	<i>Pinnularia cleveiformis</i>	KRAMMER	hx
6845	<i>Pinnularia episcopalis</i>	CLEVE	hx
6636	<i>Pinnularia gentilis</i>	(DONKIN) CLEVE	hx
16065	<i>Pinnularia gigas</i>	EHRENBERG	hx
6125	<i>Pinnularia microstauron</i>	(EHRENBERG) CLEVE	hx
6651	<i>Pinnularia neomajor</i>	KRAMMER	hx
6658	<i>Pinnularia pseudogibba</i>	KRAMMER	hx
6659	<i>Pinnularia rupestris</i>	HANTZSCH	hx
6660	<i>Pinnularia schoenfelderii</i>	KRAMMER	hx
16074	<i>Pinnularia silvatica</i>	PETERSEN	hx
6663	<i>Pinnularia stomatophora</i>	(GRUNOW) CLEVE	hx
16479	<i>Pinnularia stomatophora</i> var. <i>triundulata</i>	(FONTELL) HUSTEDT	hx
6664	<i>Pinnularia streptoraphe</i>	CLEVE	hx
16480	<i>Pinnularia streptoraphe</i> var. <i>parva</i>	KRAMMER	hx

DV-Nr.	Taxa	Autor	HG
6126	<i>Pinnularia subcapitata</i>	GREGORY	hx
16481	<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>elongata</i>	KRAMMER	hx
6665	<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>hilseana</i>	(JANISCH) O.MUELLER	hx
6670	<i>Pinnularia subrupestris</i>	KRAMMER	hx
16485	<i>Pleurosigma angulatum</i>	QUEKETT	hmp
16486	<i>Pleurosigma elongatum</i>	W.SMITH	hmp
16078	<i>Pleurosigma salinarum</i>	GRUNOW	hmp
16487	<i>Pleurosira laevis</i>	(EHRENBERG) COMPERE	hmp
16492	<i>Rhopalodia constricta</i>	(W.SMITH) KRAMMER	hmp
6677	<i>Rhopalodia gibba</i>	(EHRENBERG) O.MUELLER	hmp
16493	<i>Rhopalodia musculus</i>	(KUETZING) O.MUELLER	hmp
6840	<i>Stauroneis nobilis</i>	SCHUMANN	hx
16501	<i>Stauroneis salina</i>	W.SMITH	hmp
-	<i>Stauroneis simulans</i>	(DONKIN) ROSS	hmp
16087	<i>Stenopterobia curvula</i>	(W.SMITH) KRAMMER	hx
6690	<i>Stenopterobia delicatissima</i>	(LEWIS) BREBISSON	hx
16503	<i>Stenopterobia densestriata</i>	(HUSTEDT) KRAMMER	hx
16510	<i>Surirella brightwellii</i>	W.SMITH	hmp
16511	<i>Surirella brightwellii</i> var. <i>baltica</i>	(SCHUMANN) KRAMMER	hmp
16513	<i>Surirella crumena</i>	BREBISSON	hmp
6136	<i>Surirella ovalis</i>	BREBISSON	hmp
6694	<i>Surirella roba</i>	LECLERCQ	hx
16517	<i>Surirella striatula</i>	TURPIN	hmp
16519	<i>Tabellaria binalis</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	hx
16520	<i>Tabellaria binalis</i> var. <i>elliptica</i>	FLOWER	hx
16096	<i>Tabellaria quadrisepata</i>	KNUDSON	hx
6698	<i>Tabellaria ventricosa</i>	KUETZING	hx

6.3.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

In der Phytobenthos-Artenlisten ist zu jedem gefundenen Taxon die zugeordnete Bewertungskategorie A, B, C oder D zu vermerken. In ihnen sind Arten vergleichbarer ökologischer Zustände zusammengefasst (

Tabelle 53). Dabei muss darauf geachtet werden, dass die Einordnung der Taxa in den Bewertungskategorien für die einzelnen Fließgewässergruppen unterschiedlich ausfallen kann. Für die Berechnung des Bewertungsindex müssen die Häufigkeitsangaben quadriert werden. Der Bewertungsindex kann gesichert berechnet werden, wenn bei der Probenahme mindestens fünf Taxa gefunden wurden, die in die Bewertungskategorien eingeordnet sind. Wenn weniger als fünf bewertete Taxa vorliegen, muss die Gesamtsumme der quadrierten Häufigkeiten mindestens 16 ergeben, damit eine Berechnung möglich ist. Für Probestellen an Fließgewässern in den Alpen und im Alpenvorland, liegt zur Zeit kein Bewertungsverfahren vor. Für die anderen Gruppen ist wird der Bewertungsindex nach Gleichung 21 berechnet. Sie bezieht das Vorkommen und die Abundanzen der Arten ein und führt zu einem Bewertungsindex für den ökologischen Zustand des Gewässers. Eine auf diesem Wege berechnete Bewertung gilt als gesichert, wenn bei der Probenahme mindestens fünf eingestufte Taxa gefunden wurden bzw. wenn (bei weniger als fünf Taxa) die Summe der quadrierten Deckungsgrade **mehr** als 16 beträgt. Kann eine Bewertung nicht gesichert erfolgen, so muss dies entsprechend angegeben werden. Der errechnete Bewertungsindex kann theoretisch Werte zwischen +100 und -100 annehmen.

Gleichung 21: Berechnung des Bewertungsindex

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

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

Tabelle 53: Liste der Indikatoren im Teilmodul Phytobenthos ohne Diatomeen

MG_sil = silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge, *MG_karb* = karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge, *NT_karb* = karbonatisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland, *NT_sil/org* = silikatisch oder organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland.

System	Name	MG_sil	MG_karb	NT_karb	NT_sil/org
Nostocophyceae	Aphanocapsa fonticola	A	B		
Nostocophyceae	Aphanocapsa rivularis		A		
Nostocophyceae	Aphanothece stagnina	C		B	C
Nostocophyceae	Chamaesiphon confervicolus	B			B
Nostocophyceae	Chamaesiphon fuscus	A			
Nostocophyceae	Chamaesiphon incrustans	B	B	B	B
Nostocophyceae	Chamaesiphon polonicus	B			
Nostocophyceae	Chamaesiphon polymorphus	C	C		
Nostocophyceae	Chamaesiphon starmachii	A			
Nostocophyceae	Chamaesiphon subglobosus	B	A	A	
Nostocophyceae	Chroococcopsis gigantea	B	B	B	
Nostocophyceae	Heteroleibleinia kuetzingii	B	B		
Nostocophyceae	Homoeothrix crustacea		A		
Nostocophyceae	Homoeothrix janthina	A		C	A
Nostocophyceae	Homoeothrix varians	B	B	B	B
Nostocophyceae	Hydrococcus cesatii	B	A		
Nostocophyceae	Hydrococcus rivularis	B	A		
Nostocophyceae	Hyella fontana		A		
Nostocophyceae	Komvophoron constrictum	C		C	C
Nostocophyceae	Leptolyngbya foveolarum	D	D	D	
Nostocophyceae	Merismopedia glauca		A	A	
Nostocophyceae	Microcoleus vaginatus			C	
Nostocophyceae	Nostoc parmelioides	A			
Nostocophyceae	Oscillatoria limosa	C	C	C	C
Nostocophyceae	Oscillatoria princeps			C	
Nostocophyceae	Phormidium ambiguum			C	
Nostocophyceae	Phormidium corium	B	A	A	
Nostocophyceae	Phormidium incrustatum	C	A	A	
Nostocophyceae	Phormidium retzii	C	C	C	C
Nostocophyceae	Phormidium subfuscum	B	C	C	
Nostocophyceae	Plectonema tomasinianum	B			
Nostocophyceae	Pleurocapsa minor	C	C		
Nostocophyceae	Porphyrosiphon martensianus	B			
Nostocophyceae	Pseudanabaena catenata			D	
Nostocophyceae	Schizothrix tinctoria	B			
Nostocophyceae	Xenotholos kernerii	A			
Bangiophyceae	Bangia atropurpurea	B	B	B	
Florideophyceae	Audouinella	B	A	A	B
Florideophyceae	Audouinella chalybaea	B	A	A	B
Florideophyceae	Audouinella hermannii	B	A	A	B
Florideophyceae	Audouinella pygmaea	B	A	A	B
Florideophyceae	Batrachospermum	B	B	B	B
Florideophyceae	Batrachospermum gelatinosum	B	B	B	
Florideophyceae	Batrachospermum helminthosum				A
Florideophyceae	Chantransia - Stadien	B	B	B	B
Florideophyceae	Hildenbrandia rivularis	B	B	B	
Florideophyceae	Lemanea	B			
Florideophyceae	Lemanea fluviatilis	A	B		
Florideophyceae	Paralemanea	B			
Florideophyceae	Thorea sp.			A	
Fucophyceae	Heribaudiella fluviatilis		B	B	
Chrysophyceae	Hydrurus foetidus		B		
Chrysophyceae	Phaeoderma rivulare	B	B		
Euglenophyceae	Lepocinclis texta			B	
Euglenophyceae	Phacus acuminatus			B	
Euglenophyceae	Phacus orbicularis			B	
Tribophyceae	Tribonema viride	C	B		C
Tribophyceae	Tribonema vulgare	B	B		
Tribophyceae	Vaucheria	C	C	B	C

System	Name	MG sil	MG karb	NT karb	NT sil/orq
Tribophyceae	Vaucheria mit Häufigkeit 5			C	
Chlorophyceae	Bulbochaete	B			
Chlorophyceae	Draparnaldia mutabilis	B			
Chlorophyceae	Gongrosira debaryana	B	B	B	
Chlorophyceae	Gongrosira fluminensis	B			
Chlorophyceae	Gongrosira incrustans		A	A	
Chlorophyceae	Microspora	B		B	B
Chlorophyceae	Microspora amoena	B	B	B	B
Chlorophyceae	Microspora floccosa	B	B	B	B
Chlorophyceae	Microspora stagnorum			B	B
Chlorophyceae	Microspora tumidulum			B	B
Chlorophyceae	Microspora wittrockii		B	B	B
Chlorophyceae	Oedogonium	B	C	C	B
Chlorophyceae	Oedogonium mit Häufigkeit 5	C			C
Chlorophyceae	Stigeoclonium	D	D	D	D
Chlorophyceae	Stigeoclonium farctum			D	
Chlorophyceae	Tetraspora gelatinosa	A	A	A	A
Trebouxiophyceae	Microthamnion curvatum	B		C	
Trebouxiophyceae	Microthamnion kuetzingianum	B		C	
Trebouxiophyceae	Microthamnion strictissimum	B		C	
Ulvophyceae	Cladophora glomerata	C	B	B	C
Ulvophyceae	Cladophora glomerata mit Häufigkeit 5		C	C	
Ulvophyceae	Cladophora rivularis		B	B	C
Ulvophyceae	Cladophora rivularis mit Häufigkeit 5		C	C	
Ulvophyceae	Enteromorpha		C	C	
Ulvophyceae	Enteromorpha prolifera		D	D	
Ulvophyceae	Rhizoclonium hieroglyphicum	C	C	C	C
Ulvophyceae	Ulothrix tenerima	C	C	C	
Ulvophyceae	Ulothrix tenuissima	B	B	B	
Ulvophyceae	Ulothrix zonata	B	B	B	
Charophyceae	Actinotaenium cruciferum	A			
Charophyceae	Closterium acerosum	C	C	C	C
Charophyceae	Closterium cornu	A			
Charophyceae	Closterium diana	A			
Charophyceae	Closterium eboracense	-		B	
Charophyceae	Closterium ehrenbergii	C	B	B	C
Charophyceae	Closterium ehrenbergii var. malinverianum	C			
Charophyceae	Closterium incurvum	B			B
Charophyceae	Closterium intermedium	A			
Charophyceae	Closterium kuetzingii			B	C
Charophyceae	Closterium leibleinii var. boergensenii	C	B	B	C
Charophyceae	Closterium littorale		B	B	
Charophyceae	Closterium littorale var. crassum	C	B	B	
Charophyceae	Closterium moniliferum	C	B	B	C
Charophyceae	Closterium moniliferum var. concavum	C	B	B	
Charophyceae	Closterium nilssonii	A			
Charophyceae	Closterium praelongum var. brevius	B	B	B	B
Charophyceae	Closterium rostratum	A	C	C	A
Charophyceae	Closterium strigosum	B	B	B	B
Charophyceae	Closterium strigosum var. elegans	B	B	B	B
Charophyceae	Closterium striolatum	A			A
Charophyceae	Closterium sublaterale	C	B	B	C
Charophyceae	Closterium tumidulum	B	B	B	B
Charophyceae	Closterium tumidum	A			
Charophyceae	Cosmarium laeve	C	C	C	
Charophyceae	Cosmarium pachydermum var. aetiopicum	A			
Charophyceae	Klebsormidium rivulare	A			
Charophyceae	Mougeotia	B	B	B	B
Charophyceae	Penium margaritaceum	A			
Charophyceae	Pleurotaenium crenulatum				A
Charophyceae	Spirogyra	B	B	B	B
Charophyceae	Staurastrum punctulatum	B			
Charophyceae	Xanthidium antilopaeum	A			
Charophyceae	Zygnema	B			

6.3.4 Gesamtbewertung von Fließgewässern mit Makrophyten & Phytobenthos

Die WRRL sieht die **gesamte Organismengruppe** der benthischen Flora, Makrophyten & Phytobenthos, als **eine der vier biologischen Komponenten** zur Bewertung des Gewässerzustandes. Daher müssen die drei Teilkomponenten als Module oder auch Metrics für die Bewertung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie betrachtet werden.

6.3.4.1 Verschneidung der Metrics Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Für die Gesamtbewertung der Fließgewässer mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos ist es unbedingt erforderlich, dass die Bearbeitung der drei Teilmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen exakt nach den dort beschriebenen Methoden vorgenommen wird. Das setzt auch vorschriftsmäßige Datenerhebung und die korrekte Bestimmung des organismengruppen-abhängigen biozönotischen Typs voraus. Dabei kann es in Einzelfällen zu Widersprüchen zwischen den Teil-Organismengruppen kommen. So kann eine Untersuchungsstelle in einen silikatisch geprägten Fließgewässertyp nach LAWA eingeordnet sein, aber durch sein Einzugsgebiet Einflüssen von karbonatischem Wasser unterliegen. Dabei ist eine Zuordnung zu einem silikatischen Diatomeentyp aber einem karbonatischen Makrophyten- oder Phytobenthostyp möglich. In einem solchen Fall muss überprüft werden, ob die erhöhte Gesamthärte- bzw. Säurekapazität auf anthropogene Beeinflussung, zum Beispiel auf die Einleitung von industriellen Abwässern, zurückzuführen ist. Dann müssen diese Werte als Degradationsfolgen angesehen werden und die Typermittlung dahingehend korrigiert werden. Oft tritt diese Situation auch bei stark degradierten Gewässern auf, ebenso in Gewässern mit großem Einzugsgebiet. Liegt ein Untersuchungsabschnitt in einem Gebiet mit kleinräumig wechselnder Geologie, sollte wenn möglich eine andere Untersuchungsstelle gewählt werden.

Die Kombination von karbonatischer Geologie aber geringer Gesamthärte ist auszuschließen.

Die Unterscheidung von rhithral bzw. potamal geprägten Fließgewässern im Sinne der Makrophytentypologie bezieht sich auf die Besiedlungsmöglichkeit des Gewässers durch höhere Wasserpflanzen. Eine große Rolle spielt hier die mechanische Belastung die durch die fließende Welle auf die Pflanzen einwirkt und die Resistenz der einzelnen Arten gegen diese Belastungen. Eine großblättrige Laichkrautart z.B. ist in turbulent abfließendem Wasser kaum zu erwarten, kleinwüchsige, schmalblättrige aber, je nach Typ, durchaus. Auch ein Gewässer mit einem großen Einzugsgebiet kann im natürlichen Zustand streckenweise ein Abflussgeschehen aufweisen, das nur für strömungsresistente Arten geeignet ist.

Die bundesweit gültige Typologie der LAWA, bzw. die bundesweite Typenkarte der LAWA, kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht als alleinige Grundlage der Typermittlung herangezogen werden. Die Typologie des Makrophyten & Phytobenthos-Verfahrens ist zwar gut mit diesem System in Einklang zu bringen (Tabelle 6, Tabelle 7, Tabelle 10, sowie Kapitel 6.2), da aber der bundesweite Typenatlas noch im Umbruch begriffen ist und nach der Fertigstellung anderer biologischer Projekte eventuell noch Änderungen vorgenommen werden müssen, ist die Typisierung der Probestellen nach den beschriebenen Kriterien nötig. Auch zeigen die Veränderungen in der Typzuordnung von Gewässern, dass die bundesweite Typzuordnung noch nicht als abgeschlossen angesehen werden kann.

Um die Ergebnisse der drei Metrics Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen vergleichbar zu machen, müssen alle Indexwerte umgerechnet werden. Eine einheitliche Skala von „0“ bis „1“ bietet sich an. Der Wert „1“ bedeutet dabei bestmöglicher ökologischer Zustand im Sinne der WRRL und damit Zustandsklasse 1. „0“ dagegen höchste Degradation des Gewässers, d. h. Zustandsklasse 5. Die Umrechnungen für die Module „Makrophyten“ (Referenzindex, RI) und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (Bewertungsindex, BI) erfolgen nach Gleichung 22 und Gleichung 23. Das Ergebnis des Moduls „Diatomeen“ (Diatomeenindex_{Fließgewässer}, DI_{FG}) bewegt sich bereits auf dieser Skala und muss deswegen nicht umgerechnet werden.

Gleichung 22: Gleichung zur Umrechnung des Moduls RI_{FG} (Referenzindex_{Fließgewässer} Makrophyten) auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{MP} = \frac{(RI_{FG} + 100) * 0,5}{100}$$

M_{MP} = Modul Makrophytenbewertung
RI_{FG} = typbezogener berechneter Referenzindex_{Fließgewässer}

Gleichung 23: Gleichung zur Umrechnung des Moduls BI (Bewertungsindex Phytobenthos ohne Diatomeen) auf eine Skala von 0 bis 1.

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

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

Aus den drei Komponenten erfolgt nach Gleichung 24 die Berechnung des gemeinsamen Makrophyten- Phytobenthos-Index für Fließgewässer (M&P_{FG}). Sollten berechnete Einzelmodule als nicht gesichert angesehen werden müssen, kann der Makrophyten- Phytobenthos-Index für Fließgewässer (M&P_{FG}) ebenfalls berechnet werden. Im Falle eines ungesicherten Moduls Makrophyten wird Gleichung 25 verwendet, bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen Gleichung 26. Sollte in Ausnahmefällen die Auswertung des Moduls Diatomeen nicht gesichert möglich sein, kann Gleichung 27 verwendet werden. Bei einer ungesicherten Bewertung zweier Module wird die Bewertung nach dem einen gesicherten Modul vorgenommen. Allerdings ist dann das Endergebnis kritisch zu überprüfen und nicht einer Bewertung aus zwei oder drei Modulen gleichzusetzen!

Gleichung 24: Berechnung des Indexwertes M&P_{FG} zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei drei gesicherten Modulen.

$$M \& P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_D + M_{PB}}{3}$$

M&P_{FG} = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
M_{MP} = Modul Makrophyten
M_D = Modul Diatomeen
M_{PB} = Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Gleichung 25: Berechnung des Indexwertes M&P_{FG} zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen.

$$M \& P_{FG} = \frac{M_D + M_{PB}}{2}$$

M&P_{FG} = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
M_D = Modul Diatomeen
M_{PB} = Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Gleichung 26: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Diatomeen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_D}{2}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für
Fließgewässer
 M_{MP} = Modul Makrophyten
 M_D = Modul Diatomeen

Gleichung 27: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_{PB}}{2}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für
Fließgewässer
 M_{PB} = Modul Phytobenthos ohne Diatomeen
 M_{MP} = Modul Makrophyten

6.3.4.2 Ermitteln der Ökologischen Zustandsklasse

Getrennt nach Ökoregionen sind in Tabelle 54 bis Tabelle 97 die Grenzen des berechneten Index $M\&P_{FG}$ für die Zuordnung der Ökologischen Zustandsklasse nach WRRL dargestellt. Im Falle einer ungesicherten Bewertung eines oder auch zweier Module werden diese Ergebnisse zwar unterstützend zur Interpretation des Gesamtergebnisses herangezogen, aus der Ermittlung der Ökologischen Zustandsklasse nach WRRL aber herausgelassen. Eine Ausnahme bildet die Vergabe einer ungesicherten Zustandsklasse 5 im Teilmodul Makrophyten, die bei **nachgewiesener Makrophytenverödung** (z.B. Gewässermahd, Gewässerräumung, sehr hohe Nährstoffbelastung, Einleitung von Pestiziden, Besatz mit herbivoren Fischarten u.s.w.) vergeben wird. In diesem Fall wird, sollte der anhand von Diatomeen und Phytobenthos ermittelte ökologische Zustand „gut“ oder „sehr gut“ sein, die Zustandsklasse „mäßig“ (3) vergeben.

Die Indexgrenzen für den Fall ungesicherter Einzelbewertungen sind ebenfalls in den genannten Tabellen aufgeführt.

Alpen

Da für die Ökoregion Alpen aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 54: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer der Kalkalpen mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 1.1 FG der Kalkalpen mit EZG < 1000 km ²		
	MRK	MP	MPG
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,75	1,00 – 0,80
2	0,66 – 0,52	0,74 – 0,45	0,79 – 0,52
3	0,51 – 0,26	0,44 – 0,21	0,51 – 0,28
4	0,25 – 0,00	0,20 – 0,00	0,27 – 0,00
5	–	–	–

Tabelle 55: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer der Kalkalpen mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Diatomeen	D 1.2 FG der Kalkalpen mit EZG > 1000 km ²		
	MRK	MP	MPG
1	1,00 – 0,65	1,00 – 0,73	1,00 – 0,78
2	0,64 – 0,50	0,72 – 0,42	0,77 – 0,50
3	0,49 – 0,26	0,41 – 0,21	0,49 – 0,28
4	0,25 – 0,00	0,20 – 0,00	0,27 – 0,00
5	–	–	–

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 56: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse bei ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer der Kalkalpen

Diatomeen	D 1.1 FG der Kalkalpen mit EZG < 1000 km ²	D 1.2 FG der Kalkalpen mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,74	1,00 – 0,71
2	0,73 – 0,54	0,70 – 0,49
3	0,53 – 0,31	0,48 – 0,31
4	0,30 – 0,08	0,30 – 0,08
5	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Makrophyten,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 57: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse bei ungesichertem Modul Diatomeen:
Fließgewässer der Kalkalpen

Makrophyten	MRK	MP	MPG
1	1,00 – 0,59	1,00 – 0,75	1,00 – 0,85
2	0,58 – 0,50	0,74 – 0,35	0,84 – 0,50
3	0,49 – 0,20	0,34 – 0,10	0,49 – 0,25
4	0,19 – 0,00	0,09 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–

Alpenvorland

Da für die Ökoregion Alpenvorland aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 58: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 2 Silikatische FG mit EZG < 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,63	1,00 – 0,71	1,00 – 0,76	1,00 – 0,71
2	0,62 – 0,47	0,70 – 0,39	0,75 – 0,47	0,70 – 0,47
3	0,46 – 0,22	0,38 – 0,17	0,46 – 0,25	0,46 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 59: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 3 Karbonatische FG mit EZG < 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,63	1,00 – 0,71	1,00 – 0,76	1,00 – 0,71
2	0,62 – 0,47	0,70 – 0,39	0,75 – 0,47	0,70 – 0,47
3	0,46 – 0,22	0,38 – 0,17	0,46 – 0,25	0,46 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 60: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Diatomeen	D 4 FG mit EZG > 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,68	1,00 – 0,73	1,00 – 0,68
2	0,59 – 0,47	0,67 – 0,39	0,72 – 0,47	0,67 – 0,47
3	0,46 – 0,22	0,38 – 0,17	0,46 – 0,25	0,46 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit dem Modul Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten**

Tabelle 61: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten:
Fließgewässer des Alpenvorlandes

Diatomeen	D 2 Silikatische FG mit EZG < 1000 km ²	D 3 Karbonatische FG mit EZG < 1000 km ²	D 4 FG mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,67	1,00 – 0,61
2	0,66 – 0,43	0,66 – 0,43	0,60 – 0,43
3	0,42 – 0,24	0,42 – 0,24	0,42 – 0,24
4	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08
5	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Makrophyten,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 62: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen:
Fließgewässer des Alpenvorlandes

Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,59	1,00 – 0,75	1,00 – 0,85	1,00 – 0,75
2	0,58 – 0,50	0,74 – 0,35	0,84 – 0,50	0,74 – 0,51
3	0,49 – 0,20	0,34 – 0,10	0,49 – 0,25	0,50 – 0,25
4	0,19 – 0,00	0,09 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Mittelgebirge

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 63: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Phytobenthos	MG_sil			
Diatomeen	D 5 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,72	1,00 – 0,76	1,00 – 0,72
2	0,66 – 0,51	0,71 – 0,46	0,75 – 0,51	0,72 – 0,51
3	0,50 – 0,28	0,45 – 0,25	0,50 – 0,30	0,51 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 64: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Silikatisch geprägte Fließgewässer der Vulkangebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Phytobenthos	MG_sil			
Diatomeen	D 6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,65	1,00 – 0,70	1,00 – 0,74	1,00 – 0,70
2	0,64 – 0,50	0,69 – 0,45	0,73 – 0,50	0,69 – 0,50
3	0,49 – 0,28	0,44 – 0,25	0,49 – 0,30	0,49 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 65: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km² und zugleich kleiner 1000 km²

Phytobenthos	MG_sil			
Diatomeen	D 7 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,65	1,00 – 0,70	1,00 – 0,74	1,00 – 0,70
2	0,64 – 0,50	0,69 – 0,45	0,73 – 0,50	0,69 – 0,50
3	0,49 – 0,28	0,44 – 0,25	0,49 – 0,30	0,49 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 66: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Phytobenthos	MG_karb			
Diatomeen	D 8 FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,63	1,00 – 0,69	1,00 – 0,72	1,00 – 0,69
2	0,62 – 0,50	0,68 – 0,45	0,71 – 0,50	0,68 – 0,50
3	0,49 – 0,28	0,44 – 0,25	0,49 – 0,30	0,49 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 67: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Phytobenthos	MG_karb			
Diatomeen	D 9.1 FG der Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,65	1,00 – 0,70	1,00 – 0,74	1,00 – 0,70
2	0,64 – 0,51	0,69 – 0,46	0,73 – 0,51	0,69 – 0,51
3	0,50 – 0,28	0,45 – 0,25	0,50 – 0,30	0,50 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 68: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km² und zugleich kleiner 1000 km²

Phytobenthos	MG_karb			
Diatomeen	D 9.2 FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 km ² und ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,64	1,00 – 0,69	1,00 – 0,72	1,00 – 0,69
2	0,63 – 0,50	0,68 – 0,45	0,71 – 0,50	0,68 – 0,50
3	0,49 – 0,28	0,44 – 0,25	0,49 – 0,30	0,49 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 69: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
 Karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Phytobenthos	MG_karb			
Diatomeen	D 10 FG mit EZG > 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,65	1,00 – 0,70	1,00 – 0,73	1,00 – 0,70
2	0,64 – 0,50	0,69 – 0,45	0,72 – 0,50	0,69 – 0,50
3	0,49 – 0,28	0,44 – 0,25	0,49 – 0,30	0,49 – 0,30
4	0,27 – 0,00	0,24 – 0,00	0,29 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen**

Tabelle 70: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Diatomeen	D 5 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,63	1,00 – 0,71	1,00 – 0,76	1,00 – 0,71
2	0,62 – 0,47	0,70 – 0,39	0,75 – 0,47	0,70 – 0,47
3	0,46 – 0,22	0,38 – 0,17	0,46 – 0,25	0,46 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 71: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Fließgewässer der Vulkangebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Diatomeen	D 6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,68	1,00 – 0,73	1,00 – 0,68
2	0,59 – 0,45	0,67 – 0,38	0,72 – 0,45	0,67 – 0,45
3	0,44 – 0,22	0,37 – 0,17	0,44 – 0,25	0,44 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 72: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:

Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km² und zugleich kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 7 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,68	1,00 – 0,73	1,00 – 0,68
2	0,59 – 0,45	0,67 – 0,38	0,72 – 0,45	0,67 – 0,45
3	0,44 – 0,22	0,37 – 0,17	0,44 – 0,25	0,44 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 73: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 8 FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,58	1,00 – 0,66	1,00 – 0,71	1,00 – 0,66
2	0,57 – 0,45	0,65 – 0,37	0,70 – 0,45	0,65 – 0,45
3	0,44 – 0,22	0,36 – 0,17	0,44 – 0,25	0,44 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 74: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Diatomeen	D 9.1 FG der Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,68	1,00 – 0,73	1,00 – 0,68
2	0,59 – 0,47	0,67 – 0,39	0,72 – 0,47	0,67 – 0,47
3	0,46 – 0,22	0,38 – 0,17	0,46 – 0,25	0,46 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 75: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km² und zugleich kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 9.2 FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 km ² und ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,58	1,00 – 0,66	1,00 – 0,71	1,00 – 0,66
2	0,57 – 0,45	0,65 – 0,38	0,70 – 0,45	0,65 – 0,45
3	0,44 – 0,22	0,37 – 0,17	0,44 – 0,25	0,44 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 76: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:

Fließgewässer der Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Diatomeen	D 10 FG mit EZG > 1000 km ²			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,68	1,00 – 0,73	1,00 – 0,68
2	0,59 – 0,45	0,67 – 0,38	0,72 – 0,45	0,67 – 0,45
3	0,44 – 0,22	0,37 – 0,17	0,44 – 0,25	0,44 – 0,25
4	0,21 – 0,00	0,16 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 77: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen:
Silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	MG_sil			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,75	1,00 – 0,80	1,00 – 0,75
2	0,66 – 0,55	0,74 – 0,48	0,79 – 0,55	0,74 – 0,55
3	0,54 – 0,30	0,47 – 0,25	0,54 – 0,33	0,54 – 0,33
4	0,29 – 0,00	0,24 – 0,00	0,32 – 0,00	0,32 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 78: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	MG_karb			
Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,75	1,00 – 0,80	1,00 – 0,75
2	0,66 – 0,55	0,74 – 0,48	0,79 – 0,55	0,74 – 0,55
3	0,54 – 0,30	0,47 – 0,25	0,54 – 0,33	0,54 – 0,33
4	0,29 – 0,00	0,24 – 0,00	0,32 – 0,00	0,32 – 0,00
5	–	–	–	–

Bewertung mit den Modulen Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 79: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten:

Silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	MG_sil		
Diatomeen	D 5 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	D 6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	D 7 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²
1	1,00 – 0,71	1,00 – 0,68	1,00 – 0,68
2	0,70 – 0,52	0,67 – 0,50	0,67 – 0,50
3	0,51 – 0,32	0,49 – 0,32	0,49 – 0,32
4	0,31 – 0,17	0,31 – 0,17	0,31 – 0,17
5	0,16 – 0,00	0,16 – 0,00	0,16 – 0,00

Tabelle 80 Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten:

Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	MG_karb			
Diatomeen	D 8 FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1000 km ²	D 9.1 FG der Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ²	D 9.2 FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 km ² und ≤ 1000 km ²	D 10 FG mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,66	1,00 – 0,68	1,00 – 0,66	1,00 – 0,68
2	0,65 – 0,50	0,67 – 0,52	0,65 – 0,50	0,67 – 0,50
3	0,49 – 0,32	0,51 – 0,32	0,49 – 0,32	0,49 – 0,32
4	0,31 – 0,17	0,31 – 0,17	0,31 – 0,17	0,31 – 0,17
5	0,16 – 0,00	0,16 – 0,00	0,16 – 0,00	0,16 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Makrophyten,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne
Diatomeen**

Tabelle 81 Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Fließgewässer des Mittelgebirges

Makrophyten	MRK	MP	MPG	MRS
1	1,00 – 0,59	1,00 – 0,75	1,00 – 0,85	1,00 – 0,75
2	0,58 – 0,50	0,74 – 0,35	0,84 – 0,50	0,74 – 0,51
3	0,49 – 0,20	0,34 – 0,10	0,49 – 0,25	0,50 – 0,25
4	0,19 – 0,00	0,09 – 0,00	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00
5	-	-	-	-

**Bewertung mit dem Modul Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne
Diatomeen**

Tabelle 82 Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Diatomeen	D 5 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	D 6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	D 7 FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,61	1,00 – 0,61
2	0,66 – 0,43	0,60 – 0,40	0,60 – 0,40
3	0,42 – 0,24	0,39 – 0,24	0,39 – 0,24
4	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08
5	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00

Tabelle 83 Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Diatomeen	D 8 FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1000 km ²	D 9.1 FG der Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ²	D 9.2 FG der Kalkgebiete mit EZG > 100 km ² und ≤ 1000 km ²	D 10 FG mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,56	1,00 – 0,61	1,00 – 0,57	1,00 – 0,60
2	0,55 – 0,39	0,60 – 0,43	0,56 – 0,40	0,59 – 0,40
3	0,38 – 0,24	0,42 – 0,24	0,39 – 0,24	0,39 – 0,24
4	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08
5	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 84: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen:
Silikatisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Phytobenthos	MG_sil	MG_karb
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,75
2	0,74 – 0,60	0,74 – 0,60
3	0,59 – 0,40	0,59 – 0,40
4	0,39 – 0,25	0,39 – 0,25
5	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00

Norddeutsches Tiefland

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 85: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Phytobenthos	NT_org/sil			
Diatomeen	D 11 Silikatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,72	1,00 – 0,68	1,00 – 0,67	1,00 – 0,64
2	0,71 – 0,51	0,67 – 0,51	0,66 – 0,48	0,63 – 0,44
3	0,50 – 0,28	0,50 – 0,30	0,47 – 0,28	0,43 – 0,26
4	0,27 – 0,00	0,29 – 0,00	0,27 – 0,00	0,25 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 86: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Phytobenthos	NT_karb			
Diatomeen	D 12 Karbonatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,70	1,00 – 0,66	1,00 – 0,65	1,00 – 0,62
2	0,69 – 0,51	0,65 – 0,51	0,64 – 0,48	0,61 – 0,44
3	0,50 – 0,28	0,50 – 0,30	0,47 – 0,28	0,43 – 0,26
4	0,27 – 0,00	0,29 – 0,00	0,27 – 0,00	0,25 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 87: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Phytobenthos	NT_karb			
Diatomeen	D 13 FG mit EZG > 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,74	1,00 – 0,70	1,00 – 0,69	1,00 – 0,66
2	0,73 – 0,55	0,69 – 0,55	0,68 – 0,52	0,65 – 0,48
3	0,54 – 0,32	0,54 – 0,34	0,51 – 0,32	0,47 – 0,30
4	0,31 – 0,00	0,33 – 0,00	0,31 – 0,00	0,29 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen**

Tabelle 88: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Diatomeen	D 11 Silikatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,71	1,00 – 0,65	1,00 – 0,62	1,00 – 0,59
2	0,70 – 0,47	0,64 – 0,47	0,61 – 0,42	0,58 – 0,37
3	0,46 – 0,22	0,46 – 0,25	0,41 – 0,22	0,36 – 0,20
4	0,21 – 0,00	0,24 – 0,00	0,21 – 0,00	0,19 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 89: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km²

Diatomeen	D 12 Karbonatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,68	1,00 – 0,62	1,00 – 0,59	1,00 – 0,56
2	0,67 – 0,47	0,61 – 0,47	0,58 – 0,42	0,55 – 0,37
3	0,46 – 0,22	0,46 – 0,25	0,41 – 0,22	0,36 – 0,20
4	0,21 – 0,00	0,24 – 0,00	0,21 – 0,00	0,19 – 0,00
5	–	–	–	–

Tabelle 90: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km²

Diatomeen	D 13 FG mit EZG > 1000 km ²			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,74	1,00 – 0,68	1,00 – 0,65	1,00 – 0,62
2	0,73 – 0,53	0,67 – 0,53	0,64 – 0,48	0,61 – 0,43
3	0,52 – 0,28	0,52 – 0,31	0,47 – 0,28	0,42 – 0,26
4	0,27 – 0,00	0,30 – 0,00	0,27 – 0,00	0,25 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 91: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen:

Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	NT_org/sil			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,69	1,00 – 0,66	1,00 – 0,63
2	0,74 – 0,55	0,68 – 0,55	0,65 – 0,50	0,62 – 0,45
3	0,54 – 0,30	0,54 – 0,33	0,49 – 0,30	0,44 – 0,28
4	0,29 – 0,13	0,32 – 0,13	0,29 – 0,13	0,27 – 0,13
5	-	-	-	-

Tabelle 92: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen:

Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	NT_karb			
Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,69	1,00 – 0,66	1,00 – 0,63
2	0,74 – 0,55	0,68 – 0,55	0,65 – 0,50	0,62 – 0,45
3	0,54 – 0,30	0,54 – 0,33	0,49 – 0,30	0,44 – 0,28
4	0,29 – 0,13	0,32 – 0,13	0,29 – 0,13	0,27 – 0,13
5	-	-	-	-

Bewertung mit den Modulen Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 93: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten:

Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km²

Phytobenthos	NT_org/sil
Diatomeen	D 11 Silikatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²
1	1,00 – 0,71
2	0,70 – 0,52
3	0,51 – 0,32
4	0,31 – 0,17
5	0,16 – 0,00

Tabelle 94: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten:

Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	NT_karb	
Diatomeen	D 12 Karbonatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²	D 13 FG mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,68	1,00 – 0,74
2	0,67 – 0,52	0,73 – 0,58
3	0,51 – 0,32	0,57 – 0,38
4	0,31 – 0,17	0,37 – 0,20
5	0,16 – 0,00	0,19 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Makrophyten,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne
Diatomeen**

Tabelle 95: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Makrophyten	TR	TNk	TN	TNg
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,63	1,00 – 0,58	1,00 – 0,50
2	0,74 – 0,50	0,62 – 0,50	0,57 – 0,40	0,50 – 0,30
3	0,49 – 0,20	0,50 – 0,25	0,40 – 0,20	0,30 – 0,15
4	0,19 – 0,00	0,25 – 0,00	0,20 – 0,00	0,15 – 0,00
5	–	–	–	–

**Bewertung mit dem Modul Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne
Diatomeen**

Tabelle 96: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen:
Silikatisch bzw. Organisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Diatomeen	D 11 Silikatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²	D 12 Karbonatische FG mit EZG ≤ 1000 km ²	D 13 FG mit EZG > 1000 km ²
1	1,00 – 0,67	1,00 – 0,61	1,00 – 0,73
2	0,66 – 0,43	0,60 – 0,43	0,72 – 0,55
3	0,42 – 0,24	0,42 – 0,24	0,54 – 0,36
4	0,23 – 0,08	0,23 – 0,08	0,35 – 0,14
5	0,07 – 0,00	0,07 – 0,00	0,13 – 0,00

**Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen,
anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen**

Tabelle 97: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen:
Silikatisch bzw. Organisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	NT_org/sil	NT_karb
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,75
2	0,74 – 0,60	0,74 – 0,60
3	0,59 – 0,40	0,59 – 0,40
4	0,39 – 0,25	0,39 – 0,25
5	0,24 – 0,00	0,24 – 0,00

Verschneiden des Ergebnisses mit zusätzlichen Kriterien

Die Einzelbewertungsverfahren für die Module Makrophyten und Diatomeen sehen nach der Ermittlung des ökologischen Zustandes durch die Berechnung der jeweiligen Indexwerte noch eine Überprüfung verschiedener Metrics zur Indikation spezieller Belastungen vor. In die Bewertung der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos werden diese zusätzlichen Kriterien ebenfalls eingebracht. Da es sich dabei um Belastungsarten handelt, die nicht von allen Teilorganismengruppen gleich gut indiziert werden können, gehen sie am Schluss in die Gesamtbewertung ein.

Bei Relevanz der Module „Versauerung“ erfolgt eine entsprechende Abstufung der ökologischen Zustandsklasse. Diese Abstufung wird wegen der gravierenden ökologischen Relevanz dieser Beeinträchtigung erst beim Gesamtergebnis, nach Verschneidung der drei Teilmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen zu der ökologischen Zustandsklasse Makrophyten & Phytobenthos vorgenommen. Dieses Vorgehen entspricht den Vorgaben der ECOSTAT (2003).

Alle Voraussetzungen (sofern nicht anders vermerkt) der Anwendung von Zusatzkriterien sowie die Modifikationen des Ergebnisses beziehen sich auf die Gesamtauswertung bzw. die Ökologische Zustandsklasse der gesamten Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos!

Makrophytenverödung

In allen Ökoregionen und für alle biozönotischen Makrophytentypen ist bei einem Fehlen der Makrophyten die Ursache hierfür zu ermitteln. Wird z. B. auf Grund von chemisch-physikalischen Parametern, strukturellen Veränderungen (Verbau), Mahd, Räumung, Fischbesatz oder anderen anthropogen bedingten Einflüssen eine **degradationsbedingte Makrophytenverödung** nachgewiesen, muss im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Gesamtbewertung auf den Zustand 3 abgestuft werden.

Versauerung

Makrophyten

Typ MRS falls 100% der Moose = V **und** ökologische Zustandsklasse 1 oder 2
→ Zustand 3, wenn nicht Modul Versauerung Diatomeen stärkere Versauerung anzeigt

Diatomeen

Typen

D 5, D 6, D7 Relevanz Modul Versauerung
→ Abstufung nach Tabelle 46, Seite 145

6.3.5 Aufwandsabschätzung

6.3.5.1 Makrophyten

Die Dauer der Makrophytenkartierung in Freiland (vgl. Handlungsanweisung) beträgt bei der Fließgewässer-Untersuchung ca. ½ bis 1 (maximal 2) Stunde(n) pro Probestelle. Die Fahrtdauer für den Anfahrtsweg zur Probestelle kann stark variieren und muss zusätzlich berücksichtigt werden. Die Artbestimmung bei kritischen Arten (z. B. Moose) kann zusätzlich Zeit erfordern.

Je nach örtlichen Gegebenheiten und unter Beachtung der Eigensicherung kann die Kartierung von ein bis zwei Person durchgeführt werden. Eine ausführliche Kartierung, bei der auch die optionalen Felder auf dem Kartierungsbogen ausgefüllt werden, dauert maximal zehn Minuten länger als die Kartierung ohne Bearbeitung der optionalen Felder. Das Ausfüllen des Gewässerstrukturgütebogens nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000) erfordert bei einem hinreichend geübten Bearbeiter etwa 10 bis 15 Minuten.

6.3.5.2 Diatomeen

Die Erfassung des ökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts umfasst die Probenahme, die Präparation des Diatomeenmaterials, die Ermittlung der Artenzusammensetzung und der Arthäufigkeiten durch Zählung von 500 Schalen im Lichtmikroskop, die EDV-Erfassung der Gesellschaftsstrukturen sowie die Berechnung der erforderlichen Metrics und der resultierenden Ökologischen Zustandsklasse. Für die Probenahme (exclusive Planung und Anfahrt) ist ein Zeitaufwand von 20 Minuten zu veranschlagen. Die mittlere Dauer der Präparation ist abhängig von der Aufbereitungsmethode und der jeweiligen Zahl der Proben bzw. der Größe der zur Verfügung stehenden Kochplatte. Für eine Präparation durch Oxidation in Salz- und Schwefelsäure mit anschließender Konservierung der Proben und Anfertigung von Dauerpräparaten ist eine Gesamtdauer von etwa zwei bis drei Tagen zu veranschlagen – dabei erhöht sich der Aufwand mit steigender Zahl der Proben bis hin zu 50 nur unwesentlich. Die mikroskopische Analyse durch den Experten bewegt sich je nach der Schalendichte im Präparat und der Diversität der Gesellschaft in einem Bereich von einer bis drei Stunden, für die EDV-Erfassung ist eine mittlere Dauer von 20 Minuten zugrunde zu legen. Der Aufwand für die Umsetzung der Daten in die Bewertung ist abhängig vom Vorhandensein spezieller Software.

6.3.5.3 Phytobenthos ohne Diatomeen, vereinfachtes Verfahren

Die Probenahme (inklusive Ausfüllen des Feldprotokolls) erfordert, je nach struktureller Vielfalt der Probenstelle, etwa ½ bis 1 h. Dazu müssen die Anfahrtszeiten und die Zeiten zum Auffinden der Probestelle gerechnet werden, die jeweils von den lokalen Bedingungen abhängen. Wenn die Proben nach der Probenahme nicht sofort ausgewertet werden können, müssen sie im Labor fixiert, ordentlich beschriftet und entsprechend gelagert werden. Für diese Arbeitsschritte sollte man ca. 20–30 Minuten pro Probestelle veranschlagen.

Je nach Substrat der Unterproben sollte bei einem reduzierten Verfahren die mikroskopische Analyse im Mittel nicht länger als drei bis vier Stunden pro Gewässerstelle dauern.

Für die Eingabe der Daten in den Computer wird nicht viel Zeit benötigt, wenn eine entsprechende Datenbank o. ä. bereits zur Verfügung steht. Auch die Berechnung des Bewertungsindex kann dann relativ problemlos und schnell erfolgen. Jedoch ist für die Anlage und die Pflege einer solchen Datenbank ebenfalls Zeit einzurechnen.

6.3.5.4 Gesamtverfahren

Ein Überblick über die benötigten Zeiten wird in Tabelle 98 dargestellt. Die Zeiten für die Anfahrt und das Auffinden der jeweiligen Probestelle sind nicht mit berücksichtigt. Für die Präparation der Diatomeenproben, ist der Zeitaufwand bei der Bearbeitung von bis zu ca. 50 Proben etwa gleich bleibend zwei bis drei Tage. Daher wird die Präparation nicht in der Tabelle aufgeführt.

Tabelle 98: Überblick über den benötigten mittleren Zeitaufwand zur Bewertung der Komponente Makrophyten & Phytobenthos nach WRRL pro Probestelle und Beprobung

	mittlerer Aufwand
Makrophyten	2,5 h
Diatomeen	3 h
Phytobenthos ohne Diatomeen	5 h
Gesamt	10,5 h

7 Bewertung der Probestellen

Die im vorliegenden Projekt beprobten Fließgewässerstellen wurden anhand der Bundestypenkarte den Fließgewässertypen nach LAWA zugeordnet. Bei der Bearbeitung des Teilmoduls Phytobenthos traten bezüglich der Einordnung der Probestellen in die biozönotische Typologie Unsicherheiten auf. Daher wurden nach der Prüfung struktureller, morphologischer und chemischer Daten manche Fließgewässerstellen in andere, nicht dem LAWA-Typ entsprechende biozönotische Typen gestellt und nach dem entsprechenden System bewertet.

Bei der Bearbeitung des Teilmoduls Diatomeen traten aufgrund der Gesellschaftsstrukturen Zweifel bei der Typzuordnung auf. Jedoch wurden die betreffenden Gewässerstellen nach den Zuordnungen der Bundestypenkarte bewertet.

Tabelle 99: Bewertung der untersuchten Probestellen nach dem überarbeiteten Verfahren Makrophyten und Phytobenthos.

*PrStNr: Probestellennummer; BL: Bundesland; Typ: Gewässertyp nach SOMMERHÄUSER und POTTGIESSER; Typ M: biozönotischer Typ Makrophyten; ÖZK M: ökologische Zustandsklasse Makrophyten; Typ D: biozönotischer Typ Diatomeen; -: keine Typzuordnung aufgrund fehlender Daten; ÖZK D: ökologische Zustandsklasse Diatomeen; Typ P: biozönotischer Typ Phytobenthos; ÖZK P: ökologische Zustandsklasse Phytobenthos; ÖZK: ökologische Zustandsklasse Makrophyten & Phytobenthos; *: Versauerung; ÖZK = 0: mit den vorhandenen Daten und Verfahren keine Berechnung der ÖZK möglich; ÖZK = 999: Typzuordnung unklar und damit keine Berechnung möglich.*

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ	Typ M	ÖZK M	Typ D	ÖZK D	Typ P	ÖZK P	ÖZK
10015	Alter Rhin bei Friesack	bei Friesacker Zootzen	BB	12	TN	3	-				3
10016	Dahle	3 - 1km vor der Mdg in Elbe	BB	19	TR	3	12,1	3	NT karb	2	3
10053	Elbe	Cumlosen	BB	20	TNg	ug	13,2	2			2
10014	Finow	2 km uh Biesenthal	BB	12	TR	3	-				3
10017	Havel	zw. Bahnitz und Premnitz	BB	20	TN	4	13,2	2	NT karb	3	3
10019	Küstrinchenbach	Abfluss Großer Küstrinsee	BB	21	TR	3	-				3
10013	Löcknitz östl. Berlin	3 km uh Kienbaum,	BB	12	TR	2	-		NT karb	4	3
10012	Pölzer Fließ	oh der Stelle bei Brücke	BB	11	TNk	2	12,1	1			2
10020	Schlaube	Abfluss Wirchensee	BB	21	TR	ug	-				0
10018	Schwärze	Abfluss Schwärzensee	BB	21	TR	1	-				1
10011	Sernitz	2 km östlich Greiffenberg	BB	11	TR	1	12,1	3	NT karb	1	1
10010	Stöbber	1 km nördl. Bahn Berlin-Müncheberg	BB	11	TR	2	12,1	3	NT karb	2	2
10021	Welse	Abfluss Wolletzsee	BB	21	TN	2	-				2
10052	Tegeler Fließ		BE	11	TR	4	12,1	2			3
10000	Eschach	uh. Leutkirch	BW	2	MRK	2	3	1			1
10006	Eyach	uh. Lautlingen	BW	7	MRK	ug	9,1	1			1
10004	Fichtenberger Rot	bei Wielandsweiler	BW	6	MRK	2	8,1	1	MG karb	3	2
10002	Iller	uh. Ulm-Wiblingen	BW	4	MRK	ug	4	1			1
10008	Jagst	in Mulfingen	BW	9,1	MRK	4	9,2	2			3
10003	Kleine Enz	oh. Calmbach	BW	5,1	MRS	2	5	2	MG sil	2	2
10005	Lipbach	in Mühlheim	BW	7	MRK	2	9,1	1	MG karb	2	1
10009	Mühlbach	uh. Altenheim	BW	19	MP(G)	3	-		MG	2	3

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ	Typ M	ÖZK M	Typ D	ÖZK D	Typ P	ÖZK P	ÖZK
)				karb		
10001	Obere Argen	bei Harratried	BW	3	MRK	ug	3	1			1
10007	Wutach	oh. Gauchach-Mündung	BW	9,1	MP(G)	ug	9,2	2	MG karb	2	2
10136	Ach	Heimgarten Uffing/Staffelsee	BY	11	MRK	2	3	3			3
10141	Alz	Seebruck	BY	21			-				0
10142	Amper	Seeausfluss b. Stegen	BY	21	MP(G)	3	-				4
10129	Bischofwiesener Ache	Ortsteil Winkl, uh. Brücke nach Klaf	BY	11	MRK	ug	1,1	1			1
10135	Ebrach	Anzenberg	BY	3,1	MRK	ug	3	2			2
10128	Frechenbach	Höhe Parkplatz an Schranke oh. Klaushäusl	BY	11			1,1	2			2
50509	Grosse Ohe	Taferlruck	BY	5	MRS	1	5	1			1
10132	Große Vils	Dornau / oh Leberskirchen	BY	2,2	MRK	ug	3	3			3
10139	Inn	100 m uh Wasserburg	BY	4	MRK	ug	4	2			2
10138	Isar	Mündung in die Donau	BY	4	MRK	ug	4	4			4
50503	Krebsbach	Murnauer Moos / uh Krebssee	BY	11	MP(G)	ug	3	1			1
10144	Lech	Litzauer Schleife	BY		MRK	ug	-				0
10134	Murn	Murnholz / Pirach	BY	3,1			3	3			3
10130	Steinbach (Ruhpolding)	Steg bei Fkm 1,6	BY	11	MRK	ug	1,1	2			2
10133	Vils	Reichersdorf (Brücke DGF 32,	BY				3	4			4
10137	Wertach	Pegel Thalhofen, oh. Brücke	BY				3	2			2
10131	Westl. Günz	südl. Westerheim	BY				3	3			3
50491	Zellwieser Muehlbach	bei Koenigsdorf / zur Loisach	BY	11	MP(G)	4	3	2			3
10061	Eder	bei Anraff	HE	9,2	MRK	2	10,1	2			2
10127	Geräthsbach		HE				-		MG karb	2	2
10055	Jossa	unterhalb Barackenhöfe	HE	5,1	MRS	2	5	3	MG sil	3	3
10054	Jossklein	südöstlich Stadtallendorf	HE	5,1	MRS	999	5	3			3
10056	Merkfritzerbach	unterhalb Gedern	HE	5,2	MRS	3	6	3	MG sil	4	3
10059	Netra	oberhalb Datterode	HE	7	MRK	4	9,1	1	MG karb	2	2
10057	Riedbach	oberhalb Birstein	HE	5,2	MRS	2	6	3			2
10060	Schlierbach	östl. Oberdünzelbach	HE	7	MRK	ug	9,1	3	MG karb	ug	3
10062	Stockstadt-Erfelder Altrhein	östlich Forsthaus Knoblochsaue	HE	10			10,2	3	MG karb	3	3
10058	Westerbach	bei Eschborn	HE	6	MRK	ug	8,1	1	MG karb	3	2
10074	Barthe	oberhalb Planitz	MV	23	TNg	1	15				1
10075	Barthe	b. Barth-Tannenheim	MV	23	TNg	ug	15				0
10081	Goldbach	oh. der B96	MV	14,16	TR	2	-				2
10073	Harkenbäk	uh. Deipsee	MV	23	TNk	ug	15				0
10069	Havel	b. Granzin	MV	21	TNk	ug	-				0
10065	Hopfenbach	b. Pinnowhof	MV	14	TR	ug	12,1	2			2

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ	Typ M	ÖZK M	Typ D	ÖZK D	Typ P	ÖZK P	ÖZK
10064	Kleiner Hellbach	b. Panzow	MV	14	TR	ug	12,1	3	NT karb	1	2
10125	Lindebach	oh Teich Hinterste Mühle	MV	12	TR	ug	12,2	3			3
10066	Maibach	b. Stubbendorf	MV	14	TR	ug	12,1	3			3
10071	Ostpeene	unterhalb Rittermannshäger See	MV	21	TN	1	-				1
10077	Peene	bei Gützkow	MV		TNg	3	-				4
10070	Peene	uh. Kummerower See	MV	21	TNg	ug	-				0
10082	Peezer Bach	b. Peez	MV	23	TNk	ug	15				0
10124	Recknitz	Bad Sülze	MV	12	TN	2	12,2	2			3
10078	Recknitz	bei Carlewitz	MV	23	TNg	2	15				1
10067	Schaale	b. Kogel	MV	15	TR	1	12,2	2			1
10080	Stepenitz	nahe Dassow bei STE2	MV	23	TNg	3	15				3
10079	Stepenitz	oh. Einmündung Maurine	MV	23	TNg	ug	15				0
10126	Sude	Forstamt Radelübbe	MV	12	TN	2	12,2	3			3
10083	Swinow	b. Gribow	MV	14	TR	2	12,1	3			2
10068	Tollense	b. Mühlenhagen, Kessin	MV	12	TN	2	13,1	1			2
10072	Trebel	im Mündungsbereich bei Wotenick	MV	23	TNg	1	15				2
10076	Uecker	bei Ueckermünde	MV	23	TNg	2	15				2
10039	Aschwardener Flutgraben	Nord-östlich Aschwarden	NI	22			14				0
10035	Bornau	Probsthagen	NI	18	TR	ug	12,1	1	NT karb	2	2
10032	Bornbach	Stadensen	NI		TR	1	-		NT karb	2	1
10040	Elbe	Bleckede	NI	20	TNg	ug	13,2	3	NT karb	ug	3
10026	Grove	Wehdel	NI	11	TNk	ug	12,1	3			3
10038	Harle	Nenndorf	NI	22	TN	ug	14				0
10034	Ilmenau	Rote Schleuse	NI	17	TN	ug	13,1	2	NT karb	2	2
10037	Jade	Jader Vorwerk	NI	22	TN	2	14				2
10036	Jade	Hohenberge	NI	22	TNg	ug	14				0
10025	Marka	Neumarkhausen Holzbrücke	NI	11	TNk	ug	11	2	NT sil/org	2	2
10024	Mittelradde	Ahmsen	NI		TN	ug	-		NT sil/org	ug	0
10023	Nette	Bilderlahe	NI	6	MRK	ug	8,1	2			2
10022	Oder	Oderhaus	NI	5	MRS	1	5	1	MG sil	ug	1
10033	Schmale Aue	oh. Nindorf	NI	16	TR	3	11	2			3
10028	Schwinge	Willaher Moor	NI	11	TNk	ug	11	2	NT sil/org	4	3
10027	Schwinge	Schwinge	NI	11	TNk	1	11	3			2
10031	Schwinge	Oberhalb Stade /B73	NI	12	TN	ug	12,2	3			3
10030	Schwinge	Ordenskamp	NI	12	TN	ug	12,2	3			3
10029	Südradde	Lastrup	NI	12	TN	ug	12,2	3	NT sil/org	3	999
10084	Weser	Dörverdev	NI	20	TNg	3	13,2	2			2
10051	Ahse	A 3) uh Kläranlage Lohne	NW		TR	ug	-		NT karb	1	1
10048	Alpbach	(L 81) vor Mdg. in den Bröggelbach	NW		TR	2	-				2
10050	Gehle	Strbr. in Bierde	NW	17	TNk	3	12,2	3			3
10041	Hummerbach	bei Hummerbruch	NW	6	MRK	ug	8,1	2			2

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ	Typ M	ÖZK M	Typ D	ÖZK D	Typ P	ÖZK P	ÖZK
10045	Mühlenbach	Mühlenbach vor Mündung	NW	11	TR	ug	12,1	3			3
10044	Niers	bei Wetschewell	NW	11	TNk	ug	12,1	3	NT karb	2	3
10047	Niers	Geldern-Pont	NW	12	TN	3	12,2	2	NT karb	ug	3
10046	Niers	bei Haus Diesdonk	NW	12	TN	3	12,2	3			3
10042	Ruhr	(R 25) uh Möhne	NW	9,2	MRS	999	10,1	2	MG sil	3	999
10049	Stockumer Bach	(L 84) oh Brentrup	NW	16	TR	1	12,1	3	NT karb	3	2
10043	Weser	uh KA Holzminden	NW	10			10,2	4	MG karb	ug	4
10087	Alsenz	ob. Rockemhausen	RP	9,1	MP(G)	ug	9,2	3			3
10086	Appelbach	b. Wöllstein	RP	9,1	MRK	ug	8,2	2			2
10093	Eußerbach	Mündung	RP	5,1	MRS	1	5	3	MG sil	3	2
10092	Kaiserbach	ob.Nervenlinik Landeck	RP	5,1	MRS	999	5	4			4
10091	Kleine Nister	b. Nisterberg	RP	5,2	MRS	3	6	2	MG sil	2	2
10088	Kyll	b. Pelm	RP	9	MP(G)	2	7	3	MG sil	4	999
10090	Lasterbach	Neumühle	RP	5,2	MRS	4	6	3			4
10085	Nahe	Oberhausen	RP	9,2	MRK	4	10,1	2	MG sil	4	999
10089	Odenbach	vor Mündung Nussbach	RP	6	MRK	ug	8,1	3	MG karb	3	3
10113	Eider	süd./westl.Achterwehr	SH	21	TN	ug	-				0
10119	Lecker Au	w Leck	SH	22	TN	3	14				3
10115	Oberer Schierensee bach	nord/östl. Wrohe	SH	21	TR	ug	-				0
10114	Salzau	nord/östl.Fargau	SH	21	TR	ug	-				0
10112	Schwentine	nördl. Karpe	SH	21	TN	3	-				3
10116	Soholmer Au	unterhalb Bargum	SH	22	TN	ug	14				0
10118	Treene	n Wohlde	SH	22	TN	3	14				3
10117	Treene	unterhalb Hollingstedt	SH	22	TN	3	14				3
10094	Blies	Reinheim	SL	9,2	MP(G)	2	10,1	4			3
10095	Prims	Bardenbach	SL	9	MRS	ug	7	3			3
10099	Albrechtsbach	Straßenbrücke Bautzen/Weißenberg	SN	16	TR	1	11	3			2
10100	Dahle	oh. Dahlen	SN	16	TR	3	11	1	NT karb	3	999
10098	Elbe	Scharfenberg r	SN	10			10,2	3			3
10097	Flöha	Reifland-Wünschendorf	SN	9	MRS	2	7	3			3
10096	Große Pyra	Sachsengrund	SN	5	MRS	3	5	4	MG sil	3	5*
10101	Spree	Lieske	SN	17	TN	2	12,2	4	NT karb	2	3
10102	Bode	oh Quedlinburg	ST	9	MRS	3	7	3	MG sil	3	3
10106	Ehle	Brücke Biederitz	ST	15	TNk	2	12,2	2			2
10111	Elbe	Wittenberg	ST	20	TNg	ug	13,2	3	NT karb	3	3
10110	Elbe	Sandau	ST	20	TNg	ug	13,2	3			3
10103	Ihle	uh Hohenzitz	ST	14	TR	1	12,1	2	NT karb	1	1
10105	Ohre	uh Hanum	ST	14	TR	4	12,1	2			4
10107	Ohre	uh Wolmirstedt	ST	15	TN	4	13,1	2	NT karb	2	3
10104	Olbitzbach	Schlangengrube	ST	14	TR	ug	11	2			2
10108	Sarre	Wanzleben	ST	18	TR	ug	12,1	5	NT karb	3	3

PrStNr	Gewässername	Probestelle	BL	Typ	Typ M	ÖZK M	Typ D	ÖZK D	Typ P	ÖZK P	ÖZK
10109	Tanger		ST	19	TNk	3	12,1	2			3
10121	Gera	lichtershausen	TH	9,1	MRK	1	9,2	2			2
10122	Königseer Rinne	uh Rottenbach	TH	6	MRK	2	8,1	2	MG karb	2	2
10120	Pferdebach	oh Heiligenstadt	TH	7	MRK	ug	9,1	1	MG karb	1	1
10123	Rodach	Ummerstadt	TH	9,1	MRK	4	9,2	3	MG karb	3	3

8 Defizite

Makrophyten

Nach der Erweiterung und Überarbeitung des im Januar 2004 von SCHAUMBURG et al. vorgestellten Bewertungsverfahrens für die WRRL anhand von Makrophyten & Phytobenthos bestehen noch einige Defizite.

Die in diesem zweiten Projektteil neu zu untersuchenden Gewässertypen 22 und 23 waren mit zu wenigen Stellen vertreten, um ein belastbares Bewertungsverfahren zu entwickeln. Inwieweit die Marschengewässer (Typ 22) und die Ostseezuflüsse (Typ 23) durch die Makrophytenvegetation widergespiegelt werden, konnte nicht festgestellt werden. Lediglich eine dem Typ 23 zugeordnete Stelle (10074, Barthe) erfüllte die Anforderungen der Referenzstellen. Diese Stelle gruppierte sich in der Clusteranalyse zu zwei ebenfalls großen, potamal geprägten Fließgewässern. Ob die Zuordnung der Stellen, insbesondere der als brackigen bzw. leicht brackigen, zu den Tieflandtypen TNk, TN und TNg gerechtfertigt ist, muss anhand weiterer Daten überprüft werden. Inwieweit die Bewertung von salz- oder huminstoffbeeinflussten Fließgewässerstellen möglich ist, kann noch nicht abschließend beurteilt werden.

Die weitergehende Einbeziehung der helophytischen Wasserpflanzen sowie die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen der Veränderung der Gewässervegetation und struktureller Degradation sollte weiter untersucht werden.

Diatomeen

Im Teilmodul Diatomeen liegt ein Problem bei der korrekten Unterscheidung von natürlich basenarmen bzw. silikatisch geprägten und natürlich basenreichen bzw. karbonatisch geprägten Fließgewässern bei den Typen des Norddeutschen Tieflandes. Die Typologie nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) unterscheidet hier in einigen Typen nicht. Bei Verwendung der Gesamthärte bzw. der Säurekapazität als Differentialmerkmal muss von dem entsprechenden Leitbild ausgegangen werden.

Bislang liegt keine standardisierte Methode für die Diatomeenprobenahme von Gewässern vor, deren Untergrund aus Sand, Kies oder Feinsediment besteht. Die Eignung verschiedener bestehender Verfahren muss noch erprobt werden. Zur Gewinnung der obersten Substratschichten bietet sich beispielsweise der Einsatz von Sedimentstechern oder- greifern an. Gleichfalls zu prüfen, ist die Möglichkeit des Abpipettierens. In niedersächsischen Gewässern liegen gute Erfahrungen mit Bauschaufeln vor, mit deren Hilfe vom Ufer aus die obersten Sedimentschichten abgehoben werden (Thiele, mündliche Mitteilung).

Die Gruppe der als Seeausläufe ausgewiesenen Fließgewässer, ist mit dem vorliegenden Verfahren nach Diatomeen nicht zu bewerten. Die Gruppe stellte sich als zu heterogen heraus. Es bleibt die Zuordnung der Gewässer zu überprüfen.

Aufgrund der geringen Datenmenge konnte ein Bewertungssystem für Marschengewässer nicht entwickelt werden. Jedoch sind in Niedersachsen im Jahr 2002 für die Bestandsaufnahme nach

EU-WRRL und im Jahr 2004 im Rahmen eines Sonderprojektes umfangreiche Erhebungen zur diatomologischen Charakterisierung von Marschengewässern durchgeführt worden. Der niedersächsische Datensatz umfasst derzeit rund 80 Proben und soll im Rahmen eines geplanten Projektes ausgewertet werden, das auf die Entwicklung eines Bewertungssystems zielt (Thiele, NLWKN Betriebsstelle Aurich, mündliche Mitteilung).

Auf der Grundlage der elf vorliegenden Proben aus dem LAWA-Typ 23 konnte ein Bewertungssystem nicht entwickelt werden. Es ist jedoch abzusehen, dass sich in den Ostseezuflüssen wie auch in den Marschengewässern die Bewertungskomponenten der limnischen Typen infolge des überlagernden Salzeinflusses nicht anwendbar sind, vielmehr die Bewertung stark modifiziert werden muss.

Phytobenthos ohne Diatomeen

Für das Teilmodul Phytobenthos existiert noch kein Bewertungsverfahren für die Ökoregionen Alpen und Alpenvorland.

Für die Typen 21, 22 und 23 (Seeausflüsse, Marschengewässer, rückstau- und brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse) sind umfangreiche Untersuchungen notwendig, um sie charakterisieren zu können und ein Bewertungsverfahren zu entwickeln, die im vorliegenden Projekt erhobenen Daten waren dafür nicht ausreichend.

Organisch geprägte Fließgewässer, die nicht im Norddeutschen Tiefland liegen, können zur Zeit mit dem Teilmodul Phytobenthos nicht bewertet werden. Solche Fließgewässer müssen gesondert untersucht werden.

Das im Projekt entwickelte reduzierte Verfahren zur Bewertung mit dem Teilmodul Phytobenthos muss auf Praktikabilität und Plausibilität anhand weiterer Probenahmen und Daten überprüft werden.

DV-Tool

Das im Projekt entwickelte DV-Tool zur Berechnung der aus der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos resultierenden ökologischen Zustandsklasse nach WRRL beruht auf einer älteren Version des Verfahrens und muss an die Erkenntnisse des vorliegenden Projektes angepasst werden.

Typologie

Für die bessere Handhabbarkeit der biozönotischen Typologien sollte die Zuordnung der LAWA-Typen zu den Fließgewässern in den zuständigen Ländern dringend überprüft und überarbeitet werden.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Das von SCHAUMBURG et al. (2004a) entwickelte Bewertungsverfahren für Fließgewässer mit Makrophyten und Phytobenthos wurde deutschlandweit angewendet und anhand von neu erhobenen Daten und Ergebnisse überarbeitet. In dieser Überarbeitung wurden auch Daten aus dem zeitgleich am Bayerischen Landesamt für Umwelt bearbeiteten Projekt „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem.“ berücksichtigt. Ebenfalls wichtige Beiträge lieferte die ständige Diskussion mit Mitgliedern des LAWA-Unterausschusses „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Für bisher nicht bewertbare und nicht untersuchte Gewässertypen wurden, soweit möglich, Erweiterungen des Systems erarbeitet.

Für die Teilkomponente **Makrophyten** ergaben sich nach umfangreichen Kartierungsarbeiten Neuerungen für die Bewertung von Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland in folgenden Bereichen:

- Erweiterung der Fließgewässertypologie auf sieben für Makrophyten relevante Gewässertypen
- Erstellen von Bewertungsverfahren für die Gewässertypen TR, TN_k und TN_g
- Überarbeitung der bestehenden Bewertungsverfahren, überarbeiten der Artenlisten sowie direkte Verrechnung der Zusatzkriterien mit dem Referenzindex

Die Neuerungen beruhen u.a. auf den Vorschlägen weiterer Anwender und den Diskussionsbeiträgen eines vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft organisierten Expertenworkshops.

Die Veränderungen bewirken, dass sich die Anzahl der mit dem Teilmodul Makrophyten bewertbaren Stellen und Typen wesentlich erhöht. Durch die Erweiterung der Typologie und das Einführen zusätzlicher Metrics kann die Bewertung differenzierter erfolgen. Inwieweit die Bewertung von salz- oder huminstoffbeeinflussten Fließgewässerstellen möglich ist, kann noch nicht abschließend beurteilt werden.

Im Teilbereich **Diatomeen** wird nach der Überarbeitung des Verfahren eine statt bisher zwei Probenahmen empfohlen.

Die von SCHAUMBURG et al. (2004a) entwickelte biozönotischen Gewässertypologie wurde anhand der neu erhobenen Daten von 11 (davon 10 bewertbar) auf 15 (davon 13 bewertbar) diatomeen-basierte Typen erweitert und die typspezifischen Kenngrößen der Bewertungsmodule gegebenenfalls modifiziert bzw. für die neuen Typen definiert. Die korrekte Zuweisung des biozönotischen Typs bereitete dann Probleme, wenn das zu untersuchende Fließgewässer einem Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTSIESSER (2004) angehört, der sowohl in einer basenreichen als auch in einer basenarmen Ausprägung vorliegen kann. Hier sind Angaben zu der geochemischen Ausprägung des Gewässers im Referenzzustand nötig.

Innerhalb des Moduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“ wurden die Referenzartensätze überprüft und erweitert sowie die in SCHAUMBURG et al (2004a) vorgesehenen Gewichtungen der

Typspezifischen Referenzarten durch das Kriterium „Massenvorkommen“ ersetzt. In den Modulen „Trophie- und Saprobienindex“ wurden die typspezifischen Klassengrenzen anhand der Praxistestdaten überarbeitet. Zusätzlich wurden innerhalb des Moduls „Halobienindex“ die Inventare der Halobiengruppen nach ZIEMANN et al. (1999) auf der Grundlage von Literaturdaten und eigenen Kenntnissen revidiert und von 167 auf 312 Taxa erweitert. Das Kriterium der Nichtbewertbarkeit von Proben wurde ergänzt.

Ergänzend zu den vier Modulen der Bewertung wurden weitergehende Metrics formuliert, die ergänzende Informationen zur ökologischen Qualität des zu untersuchenden Gewässerabschnittes liefern können, aber keinen Bestandteil der Bewertung bilden. Diese betreffen die Häufigkeit von planktischen Taxa, das Vorkommen von Taxa der Roten Liste und die Heterogenität der Gesellschaft unter autökologischen Gesichtspunkten.

Vorschläge und konstruktive Kritik im Teilbereich Diatomeen von Anwendern des Bewertungssystems aus mehreren Bundesländern wurde aufgenommen und soweit möglich umgesetzt.

Infolge der geringen Datenmengen konnten die Marschengewässer und die brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse nicht in das bestehende Bewertungsverfahren integriert werden. Es ist jedoch abzusehen, dass sich in diesen Typen infolge des überlagernden Salzeinflusses die Bewertungskomponenten der limnischen Typen nicht übertragen lassen, die Bewertung vielmehr stark modifiziert werden muss.

Für das Teilmodul **Phytobenthos** konnte anhand der neu erhobenen Daten die biozönotische Typologie überarbeitet werden. Die bisher relevante Gruppe der karbonatischen Fließgewässer des Mittelgebirges und des Norddeutschen Tieflandes konnte aufgespaltet werden. Insgesamt wurden vier Typen definiert:

- silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland
- silikatisch oder organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

Multivariate statistische Auswertungen bestätigten die bereits bestehenden Grundzüge. Die Algengesellschaften unterscheiden sich grundlegend hinsichtlich der geochemischen Prägung der Fließgewässer. So wurde die für das bereits bestehende System erarbeitete Aufteilung nach silikatisch, karbonatisch oder organisch geprägten Fließgewässern beibehalten.

Die korrekte Zuweisung des biozönotischen Typs bereitete dann Probleme, wenn das zu untersuchende Fließgewässer einem Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) angehört, der sowohl in einer basenreichen als auch in einer basenarmen Ausprägung vorliegen kann. Hier sind Angaben zu der geochemischen Ausprägung des Gewässers im Referenzzustand nötig.

Der erweiterte Datensatz ermöglichte eine Überarbeitung der Taxalisten A, B, C und D, welche die Grundlage für das Bewertungssystem bilden. Neue indikative Taxa wurden aufgrund von Literaturangaben den Bewertungskategorien zugeordnet, einige bereits bestehenden Einstufungen wurden revidiert. Mehrere Gattungen, die für eine Bewertung des ökologischen Zustands wenig aussagekräftig sind, wurden aus der Liste der Indikatorarten herausgenommen. Für einige auffällige fädige Formen muss bei der Bewertung nach Abundanz unterschieden werden. Falls weniger als fünf indikative Taxa gefunden wurden, kann eine gesicherte Bewertung erst erfolgen, wenn die Summe der quadrierten Deckungsgrade mehr als 16 beträgt.

Die neu in die Untersuchung aufgenommenen Typen 21, 22 und 23 (Seeausflüsse, Marschengewässer, rückstau- und brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse) sind umfangreiche Untersuchungen notwendig, um sie charakterisieren zu können und ein Bewertungsverfahren für das Teilmodul Phytobenthos ohne Diatomeen zu entwickeln.

Organisch geprägte Fließgewässer, die nicht im Norddeutschen Tiefland liegen, können zur Zeit nicht bewertet werden. Solche Fließgewässer müssen gesondert untersucht werden.

Um das entwickelte Bewertungsverfahren praktikabel zu gestalten, wurde eine Aufwandsanalyse durchgeführt. Verschiedene Möglichkeiten zur Reduktion des Arbeitsaufwandes werden diskutiert und kalkuliert. Es resultieren daraus Empfehlungen für ein vereinfachtes Verfahren, das mit einem Zeitaufwand von maximal 1 Stunde bei der Probenahme und im Mittel 4 Stunden mikroskopischer Analyse auskommt.

Es ist vorgesehen, das an den jetzigen Stand angepasste **DV-Tool** im Frühjahr 2006 den Anwendern zur Verfügung zu stellen.

10 Literatur

- ANAGNOSTIDIS, K., KOMÁREK, J. (1988a): Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 50–53: 327–472
- ANAGNOSTIDIS, K., KOMÁREK, J. (1988b): Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 – Stigonematales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 59: 73 S.
- BANNING, M. (1990): Der Rheo-Index – eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flußstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL: 186–190
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung, 77 S.
- BERTSCH, K. (1959): Moosflora von Südwestdeutschland. 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 234 S.
- BÖHMER, J., RAHMANN, H. (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“ 3: 194 S.
- BOURRELLY, P. (1968): Les Algues d'eau douce. Bd II: Les algues jaunes et brunes. Soc. N. Boubée, Paris, 517 S.
- BOURRELLY, P. (1970): Les Algues d'eau douce. Bd. III: Les algues bleus et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Soc. N. Boubée, Paris, 606 S.
- BOURRELLY, P. (1972): Les Algues d'eau douce. Bd. I: Les algues vertes. Soc. N. Boubée, Paris, 569 S.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Karlsruhe, 501 S.
- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef
- BURCK, O. (1947): Die Laubmoose Mitteleuropas. – In: MERTENS, R. (Hrsg.): Abhandlungen 477 der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft. Verlag Dr. Waldemar Kramer, Frankfurt am Main, 210 S.

- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. – In: Ettl, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 403 S.
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. – In: Ettl, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 24. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 538 S.
- CEN/TC 230/WG 2/TG 3/N87 (in Vorb.): Water quality – Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water.
- CHRISTENSEN, T.A. (1970): Seaweeds of the British Isles. Vol. 4 Tribophyceae (Xanthophyceae). British Museum (Natural History), 36 S.
- COESEL, P.M. (1982): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 1: Fam. Mesotaeniaceae, Gonatozygaceae, Peniaceae. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 32 S.
- COESEL, P.M. (1983): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 2: Fam. Closteriaceae. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 49 S.
- COESEL, P.M. (1985): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 3: Fam. Desmidiaceae (1). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 70 S.
- COESEL, P.M. (1991): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 4: Fam. Desmidiaceae (2). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 88 S.
- COESEL, P.M. (1994): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 5: Fam. Desmidiaceae (3). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 52 S.
- COESEL, P.M. (1997): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 6: Fam. Desmidiaceae (4). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 93 S.
- COMPÈRE, P. (1991): Rhodophytes. Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique, F. 3. Jardin botanique national de Belgique, 55 S.
- CORING, E. (1999): Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen. – In: VON TÜMPLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung 2: 298–305.
- CORING, E., SCHNEIDER, S., HAMM, A., HOFMANN, G. (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. DVWK Materialien 6: 1–219
- CROASDALE, H., FLINT, E.A. (1986): Flora of New Zealand, Desmids, V. I. Government Printer, Wellington, New Zealand, 133 S.

- CROASDALE, H., FLINT, E.A. (1988): Flora of New Zealand, Desmids, V. II. DSIR, Botany Division, Christchurch, New Zealand, 147 S.
- CROASDALE, H., FLINT, E.A., RACINE, M.M. (1994): Flora of New Zealand, Desmids, III. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 218 S.
- DEMARET, F., CASTAGNE, E. (1964): Bryophytes. Volume II – Fascicule III. – In: ROBYNS, W. (Hrsg.): Flore Générale de Belgique, Brüssel.
- ELORANTA, P., KWANDRANS, J. (1996): Freshwater Rhodophyta. Identification key for common taxa, particularly taxa found in Finland. Department of Limnology and Environmental Protection/Limnology, University of Helsinki
- ENTWISLE, T.J., SONNEMANN, J.A., LEWIS, S.H. (1997): Freshwater Algae in Australia. A Guide to Conspicuous Genera. Sainty & Associates Pty Ltd., 242 S.
- ETTL, H. (1978): Xanthophyceae, 1. Teil. – In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 3. Fischer, Stuttgart, 530 S
- ETTL, H. (1983): Chlorophyta 1, Phytomonadina. – In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNING, H., MOLLENHAUER, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 9. Fischer, Stuttgart, 807 S.
- ETTL, H., GÄRTNER, G. (1988): Chlorophyta II: Tetrasporales, Chroococcales, Gloeodendrales. – In: ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 10. Fischer, Jena, 436 S.
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000
- FESEL, U. (1984): Die Präsenz von Diatomeen und Diatomeenassoziationen unter den eusaprobien Verhältnissen des Abwassers. Umweltplanung und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, 194 S.
- FÖRSTER, K. (1982): Conjugatophyceae, Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae). – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 8. Teil, 1. Hälfte. Schweizerbart, Stuttgart, 543 S.
- FOTT, B. (1968): Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 3. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 322 S.
- FOTT, B. (1972): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Tetrasporales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 6. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 116 S.

- FRAHM, J.P., FREY, W. (1992): Moosflora. 3., überarbeitete Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 S.
- FREY, W., FRAHM, J.P., FISCHER, E., LOBIN, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas, 6. Aufl. – In: GAMS, H. (Begr.): Kleine Kryptogamenflora. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 426 S.
- FRIEDRICH, G. (1966): *Compsopogon hookeri* MONTAGNE (Rhodophyceae, Bangioideae) neu für Deutschland. Nova Hedwigia 12: 399–403
- GEITLER, L. (1932): Cyanophyceae von Europa. Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, 1196 S.
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2005): Bundesweiter Test: „Makrophyten und Phytobenthos“ zur Umsetzung der WRRL. Teilbereich: Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales. Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 85 S.
- HERR, W. (2004): Kritische Würdigung des PHYLIB-Verfahrens zur Umsetzung der EU-WRRL in Fließgewässern des norddeutschen Flachlandes. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie
- HERR, W., TODESKINO, D., WIEGLEB, G. (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in ausgewählten Fließgewässern Niedersachsens nach vierzig Jahren (1946–1986). Natursch. Landschaftspfl. Niedersachsen 18. Hannover: 121–144
- HILDEBRAND, A. (1991): Assoziationen von Bodendiatomeen pflanzensoziologisch charakterisierter Standorte. Diplomarbeit J. W. Goethe-Universität Frankfurt am Main, 143 S.
- HOEK, C. VAN DEN (1963): Revision of the European species of *Cladophora*. Leiden, reprint 1976. Koeltz Science Publishers Königstein, 248 S.
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Bibliotheca Diatomologica 30, 241 S.
- HOFMANN, G. (2004): Taxonomisch-ökologische Auswertung historischer Diatomeenproben aus dem Rhein. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, 26 S.
- HOFMANN, G., WERUM, M. (2005): Auswertung von Diatomeenproben aus nordrhein-westfälischen Fließgewässern und vorläufige Bewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, 58 S.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyceae. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 4. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 606 S.

- HUBER-PESTALOZZI, G. (1961): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Volvocales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 5. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 744 S.
- JOHN, D.M., WHITTON, B.A., BROOK, A.J. (Hrsg., 2002): The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 702 S.
- KADLUBOWSKA, J.Z. (1984): Chlorophyta VIII, Zygnemales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 16. Fischer, Stuttgart, 532 S.
- KANN, E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53: 405–643
- KANN, E., KOMÁREK, J. (1970): Systematisch-ökologische Bemerkungen zu den Arten des Formenkreises *Phormidium autumnale*. Schweiz. Z. Hydrol. 32: 495–518
- KELLY, M.G., CAZAUBON, A., CORING, E., DELL'UOMO, A., ECTOR, L., GOLDSMITH, B., GUASCH, H., HÜRLIMANN, J., JARLMAN, A., KAWECKA, B., KWANDRANS, J., LAUGASTE, R., LINDSTRÖM, E.A., LEITAO, M., MARVAN, P., PADISÁK, J., PIPP, E., PRYGIEL, J., ROTT, E., SABATER, S., VAN DAM, H., VIZINET, J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. Journal of Applied Phycology 10: 215–224
- KLAPP, E., OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. 12. überarb. Auflage, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 282 S.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10/2: 73–85
- KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998): Cyanoprokaryota I. Chroococcales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.) Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 19. Fischer, Jena, 800 S.
- KOMÁREK, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen (Cyanobakterien) im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE). Arge Elbe (Hrsg.). Wolmirstedt
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDES K. (2005): Cyanoprokaryota. II. Oscillatoriales. – In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schlagerl, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19.2. Elsevier Verlag, München, 759 S.
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1989): Modern approach to the classification system of cyanophytes 4 – Nostocales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 56: 247–345.

- KOMÁREK, J., FOTT, B. (1983): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 7. Teil 1. Hälfte. Schweizerbart, Stuttgart, 1044 S.
- KOMÁREK, J., KANN, E. (1973): Zur Taxonomie und Ökologie der Gattung *Homoeothrix*. ARCH. Protistenkd. 115: 173–233
- KOMÁREK, J., KOVÁČIK, L. (1987): Revision of several species of the genus *Homoeothrix* (Cyanophyta). Preslia 59: 229–242
- KRAMMER, K. (2000): The genus *Pinnularia*. Diatoms of Europe 1: 1–703
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1986–91): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 876 S.; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 S.; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 576 S.; 2/4: Achnanthaceae, 437 S.; Stuttgart, Fischer
- KRAUSCH, H.D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315 S.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 18. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 202 S.
- KRISTIANSEN, J., PREISIG, H.R. (2001): Encyclopedia of chrysophyte genera, Bibliotheca Phycologia 110. J. Kramer, Stuttgart.
- KUMANO, S. (2002): Freshwater Red Algae of the World. Biopress, Bristol, 375 S.
- KUSEL-FETZMANN, E. (2002): Die Euglenophytenflora des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich. Bd. 32. Zoologisch-Botanische Gesellschaft, Wien.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Empfehlung. 164 S.
- LANDWEHR, J. (1984): Nieuwe Atlas nederlandse Bladmossen. Thieme, Zutphen (NL), 568 S.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 Neue Taxa. Bibliotheca Diatomologica 27, 454 S.
- LANGE-BERTALOT, H. (1996): Rote Liste der Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe f. Vegetationskunde 28: 633–678
- LANGE-BERTALOT, H. (2001): *Navicula* sensu stricto. 10 Genera Separated from *Navicula* sensu lato *Frustulia*. Diatoms of Europe 2: 1–526

- LANGE-BERTALOT, H., METZELTIN, D. (1996): Oligotrophie-Indikatoren. 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen. *Iconographia Diatomologica* 2: 1–390
- LANGE-BERTALOT, H., MOSER, G. (1994): *Brachysira*. Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologica* 29: 1–212
- LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): *Bibliotheca Phycologica* 101, Stuttgart, 162 S.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): *Bibliotheca Phycologica* 102, Stuttgart, 216 S.
- LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): *Bibliotheca Phycologica* 104, Stuttgart, 218 S.
- LENZENWEGER, R. (2003): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): *Bibliotheca Phycologica* 110, Stuttgart, ca. 90 S.
- LEUKART, P., KNAPPE, J. (1995): Observations on *Balbiania investiens* (Rhodophyta) from two new locations in Germany and from laboratory culture. *Nova Hedwigia* 60: 527–532
- LINNE VON BERG, K.H., MELKONIAN, M. (2004): *Der Kosmos-Algenführer. Die wichtigsten Süßwasseralgen im Mikroskop*, Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- LOCKHORST, G.H. (1999): Taxonomic study of the genus *Microspora* THURET (Chlorophyceae). An integrated field, culture and herbarium analysis. *Arch. Hydrobiol., Algological Studies* 93: 1–38.
- MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DENEKE, R., NIXDORF, B. (Hrsg.): *Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe* 5/2002: 15–23
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A., FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 1/03, 388 S.
- MEILINGER, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der TU München, 128 S.
- MISCHKE, U. (2005): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Projekt O 6.03, 99 S.

- MOLLENHAUER, D., BENGTSSON, R., LINDSTRØM, E.A. (1999): Macroscopic cyanobacteria of the genus *Nostoc*: a neglected and endangered constituent of European inland aquatic biodiversity. *Eur. J. Phycol.* 34: 349–360
- MROZINSKA, T. (1985): Oedogoniophyceae: Oedogoniales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 14. Fischer, Jena, 624 S.
- MÜLLER, K. (1957): Die Lebermoose. – In: Rabenhorst, L. (Hrsg.): Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. VI: Band, 2. Abteilung, 3. Auflage
- NEBEL, M., PHILIPPI, G. (Hrsg., 2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer, Stuttgart Hohenheim, 512 S.
- NEBEL, M., PHILIPPI, G. (Hrsg., 2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer, Stuttgart Hohenheim, 529 S.
- NECCHI, O., SHEATH, R.G., COLE K.M. (1993a): Systematics of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in North America. 1. The reddish species. *Arch. Hydrobiol., Algological Studies* 70: 11–28
- NECCHI, O., SHEATH, R.G., COLE K.M. (1993b): Systematics of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in North America. 2. The bluish species. *Arch. Hydrobiol., Algological Studies* 71: 13–21
- NECCHI, O., ZUCCHI, M.R. (1993): Systematics and distribution of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in Brazil. *Eur. J. Phycol.* 30: 209–218
- NYHOLM, E. (1986): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 1 Fissidentaceae – Seligeriaceae. *Nord. Bryol. Soc., Copenhagen und Lund*
- NYHOLM, E. (1993): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 3 Bryaceae – Rhodobryaceae – Mniaceae – Cinclidiaceae – Plagomniaceae. *Nord. Bryol. Soc., Copenhagen und Lund*
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1050 S.
- PANKOW, H. (1990): Ostsee-Algenflora. Gustav Fischer Verlag, Jena
- PAUL, H., MÖNKEMEYER, W., SCHIFFNER, V. (1931): Bryophyta (Sphagnales – Bryales – Hepaticae). – In: Pascher, A. (Hrsg.): Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Bd. 22. Gustav Fischer Verlag, Jena, 252 S.
- POPOVSKY, J., PFIESTER, L.A. (1990): Dinophyceae. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 6. Fischer, Jena, 272 S

- POTT, R., REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 255 S.
- POTTGIESSER, T., SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Stand Februar 2004). http://umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm
- PRINTZ, H. (1964): Die Chaetophorales der Binnengewässer. Hydrobiologia 24: 1–376
- RIETH, A. (1979): Ein Standort der epiphytischen Süßwasser-Rotalge *Balbiania investiens* (LENORMAND) SIRODOT 1876. Arch. Protistenkd. 121: 401–416
- RIETH, A. (1980): Xanthophyceae, 2. Teil. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 4. Fischer, Jena, 147 S.
- ROTHMALER, W. (1994a): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. 9. durchges. und verb. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 753 S.
- ROTHMALER, W. (1994b): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 811 S.
- ROTT, E., BINDER, N., VAN DAM, H., ORTLER, K., PALL, K., PFISTER, P., PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1–248
- ROTT, E., HOFMANN, G., PALL, K., PFISTER, P., PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 1–73
- RŮŽIČKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Bd. 1.1. Schweizerbart, Stuttgart, 292 S.
- RŮŽIČKA, J. (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Bd. 1.2. Schweizerbart, Stuttgart, 444 S.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.H., SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R., RENGEL, M., STREBEL, O. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 491 S.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., STELZER, D., HOFMANN, G., (2004c): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2004b): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ

0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).

http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm

SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, P., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2004a): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03). http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm

SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S., TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98, 501 S.

SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P., HERING, D. (2001): „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) (Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 147–151

SCHMEIL, O. (1993): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 89. neu bearb. und erw. Auflage, Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 802 S.

SCHUSTER, R.M. (1980): The Hepaticae and Anthocerotae of North America. East of the Hundredth Meridian. Vol. IV: Columbia University Press, New York

SCHÜTZ, W., VEIT, U., SIPOS, V., FALUSI, E., PALL, K., KOHLER, A., BÖCKER, R. (2005): Die Makrophytenvegetation der Donau in Baden-Württemberg. Ein qualitativer und quantitativer Beitrag zur Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie und zur Biodiversität. Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 20

SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 368 S.

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

SHEATH, R.G., VIS, M.L. (1995): Distribution and systematics of *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) in North America. 7 Section Hybridia. Phycologia 34: 431–438

SHEATH, R.G., WHITTICK, A., COLE K.M. (1994): *Rhododraparnaldia oregonica*, a new freshwater red algal genus and species intermediate between the Acrochaetiales and the Batrachospermales. Phycologia 33: 1–7

- SIEMSEN, M., SCHULZ, F. MARTIN, C., LÜTT, S. (2005): Liste der aquatischen Laub- und Lebermoose Schleswig-Holsteins. Stand Jan. 2005. AG Moose der AG Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg. Unveröffentlichter Bericht???
- SIMONS, J., LOKHORST, G.M., BEEM, A.P. VAN (1999): Benthische zoetwateralgen in Nederland. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 280 S.
- SMITH, A.J.E. (1992): The liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, 362 S.
- SOMMERHÄUSER, M., POTTGIESSER, T. (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004.
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf
- STARMACH, K. (1966): Cyanophyta sinice Glaucophyta – Glaukofity – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T. 2. Polska Akademia Nauk, Warszawa, 807 S.
- STARMACH, K. (1972): Chlorophyta III – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T 10, Polska Akademia Nauk, Warszawa, 750 S.
- STARMACH, K. (1977): Phaeophyta, Rhodophyta. – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T 14, Polska Akademia Nauk, Warszawa, 445 S.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 1. Fischer, Jena, 515 S.
- STOYAN, D., STOYAN, H., JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. – In: Bahadir, M., Collins, H.J., Hock, B. (Hrsg.): Teubner-Reihe Umwelt, Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig, 348 S.
- STUHR, J., JÖDICKE, K. (2003): Makrophyten in Fließgewässern – Typisierung der Fließgewässervegetation Schleswig-Holsteins als Grundlage für eine ökologische Zustandsbewertung gemäß WRRL. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek
- THIELE, V., BERLIN, A., GRÄWE, D., DEGEN, B., BLUMRICH, B. (2004): Untersuchungsprogramm zu den Niedrigungsgewässern (Typ 19) in Schleswig-Holstein. 2. Teil (Erhebung der QK Makrozoobenthos und Makrophyten. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek
- VIS, M.L., SHEATH, R.G., ENTWISLE, T.J. (1995): Morphometric analysis of *Batrachospermum* section *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) type specimens. Eur. J. Phycol. 30: 35–55
- WEHR, J.D., SHEATH, R.G. (2003): Freshwater algae of North America. Academic Press, Amsterdam, 918 S.

- WEHR, J.D., STEIN, J.R. (1985): Studies on the biogeography and ecology on the freshwater phaeophycean alga *Heribaudiella fluviatile*. J. Phycology 21: 81–93
- WELCH, W.H. (1960): A Monograph of the Fontinalaceae. Martinius Nijhoff, Den Hag (NL), 357 S.
- WERUM, M. (2001): Die Kieselalpengesellschaften in Quellen. Abhängigkeit von Geologie und anthropogener Beeinflussung in Hessen (Bundesrepublik Deutschland). Umwelt und Geologie: 1–273
- WEYER, K. VAN DE (2004): Praxistest Erfassung und Bewertung von Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (Sondermessprogramm 2004). Unveröffentlichter Bericht an das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, 90: 226 S.
- WILLÉN, T. (1962): Studies on the Phytoplankton of some lakes connected with or recently isolated from the Baltic. Oikos 13: 169–199
- WITKOWSKI, A., LANGE-BERTALOT, H., METZELTIN, D. (2000): Diatoma flora of marine coasts. Iconographia Diatomologica 7: 1–925
- WOŁOWSKI, K. (1998): Taxonomic and environmental studies on euglenophytes of the Kraków-Częstochowa upland (Southern Poland). Fragmenta Floristica Et Geobotanica Supplementum 6. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Krakow.
- WOŁOWSKI, K., HINDÁK, F. (2005): Atlas of Euglenophytes. VEDA, Publishing House of the Slovak Academy of Science, 146 S.
- WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen
- ZIEMANN, H. (1970): Zur Gültigkeit des Saprobiensystems in versalzten Gewässern. Limnologica 7(2): 279–293
- ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica 8(2): 505–525
- ZIEMANN, H., NOLTING, E., RUSTIGE, K.H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: VON TÜMPLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 310–313

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Untersuchte Probestellen. BL: Bundesland.	5
Tabelle 2: Anzahl der Befunde des Gesamtdatensatzes.....	8
Tabelle 3: Beispiel für eine Kopfdatentabelle für das DV-Tool.....	14
Tabelle 4: Beispiel einer Messdaten für das DV-Tool <i>Taxon: DVNr des Taxons nach MAUCH et al. (2003); Einheit: Schlüsselzahlen für die Einheit der Messwerte (13: %); Form: Schlüsselzahl für die Erscheinungsform des Taxons (256: ohne Angabe)</i>	14
Tabelle 5: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer.....	18
Tabelle 6: Gegenüberstellung der Makrophyten-Typologie und der Typologie nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004), X = wahrscheinliche Entsprechung, (x) = mögliche Entsprechung	20
Tabelle 7: Gegenüberstellung der LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) und der biozönotischen Diatomeentypologie.....	28
Tabelle 8: Indizierte geringste Trophie in den biozönotischen Fließgewässertypen, basierend auf den jeweils zehn geringsten Indexwerten <i>D-Typ = Diatomeentyp; ¹ D-Typ = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2004a); ² Gewässertyp nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004); FG = Fließgewässer; EZG = Einzugsgebiet; * = pro parte; + = ohne versauerte Stellen</i>	29
Tabelle 9: Gegenüberstellung der LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) und der biozönotischen Phytobenthotypologie	31
Tabelle 10: Phytobenthos-Typologie für Fließgewässer	33
Tabelle 11: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MRK	53
Tabelle 12: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MRS.....	54
Tabelle 13: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MPG	54
Tabelle 14: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ MP	54
Tabelle 15: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN _k	55
Tabelle 16: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN.....	55
Tabelle 17: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TN _g	55
Tabelle 18: Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen - Typ TR	56
Tabelle 19: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“	59
Tabelle 20: Allgemeine Referenzarten und ihre Nachweise in den verschiedenen Diatomeentypen (SA = Seeausflüsse).....	60
Tabelle 21: Indexbereiche für das Bewertungsmodul „Trophie-Index und Saprobienindex“ <i>Typ* = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2004a); 1 = sehr guter ökologischer Zustand, 2 = guter ökologischer Zustand, 3 = mäßiger ökologischer Zustand, 4 = unbefriedigender ökologischer Zustand, 5 = schlechter ökologischer Zustand; EZG = Einzugsgebiet; FG = Fließgewässer; pp = pro parte</i>	75
Tabelle 22: Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“	77
Tabelle 23: Bewertungsmodul „Versalzung“	78
Tabelle 24: Typbezogene Indexbereiche für die Ermittlung des DIÖZ _{Fließgewässer}	79
Tabelle 25: Einteilung von Phytobenthos-Taxa in die vier Bewertungskategorien nach SCHAUMBURG et al. (2004a)	81
Tabelle 26: Zuordnung der fünf ökologischen Zustandsklassen zu Werten des Bewertungsindex.....	84
Tabelle 27: AerophileTaxa nach LANGE-BERTALOT (1996) und HILDEBRAND (1991).....	116

Tabelle 28: Häufigkeitsschätzungen	124
Tabelle 29: Empfehlung hinsichtlich des Arbeits- und Zeitaufwandes, bezogen auf Unterproben	125
Tabelle 30: Empfehlung hinsichtlich des Arbeits- und Zeitaufwandes, bezogen auf Unterproben	125
Tabelle 31: Häufigkeitsschätzungen reduziertes Verfahren	127
Tabelle 32: Häufigkeitsschätzungen vollständiges Verfahren	128
Tabelle 33: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung in der Ökoregion Alpen.....	131
Tabelle 34: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Alpen. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)	131
Tabelle 35: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung im Alpenvorland.....	132
Tabelle 36: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Alpenvorland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004).....	132
Tabelle 37: Bestimmungsschlüssel zur Makrophyten-Typfindung im Mittelgebirge	133
Tabelle 38: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Mittelgebirge. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004).....	133
Tabelle 39: Bestimmungsschlüssel zur Phytobenthos-Typfindung in der Ökoregion Mittelgebirge. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004).....	133
Tabelle 40: Bestimmungsschlüssel zur Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland.	134
Tabelle 41: Bestimmungsschlüssel zur Diatomeen-Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)	134
Tabelle 42: Bestimmungsschlüssel zur Phytobenthos-Typfindung in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland. LAWA-Typ nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004)	135
Tabelle 43: Liste der Indikatoren	136
Tabelle 44: Verwendung der silikatischen und karbonatischen Referenzartensätze in den verschiedenen Diatomeentypen. Subtypen sind in dieser Tabelle zu übergeordneten Typen zusammengefasst.....	143
Tabelle 45: Indikatoren anthropogener Versauerung.....	145
Tabelle 46: Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“	145
Tabelle 47: Umwandlung der prozentualen Häufigkeiten in Abundanzwerte	147
Tabelle 48: Bewertungsmodul „Versalzung“	147
Tabelle 49: Typspezifische Referenzarten (Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.).....	150
Tabelle 50: Allgemeine Referenzarten <i>Geochemie</i> : blau unterlegt: = Referenzart silikatisch geprägter Gewässern, gelb unterlegt: = Referenzart karbonatisch geprägter Gewässer; grau hinterlegt =auf Grund der trophischen Sensibilität als Referenzart zu berücksichtigen (Daten zur geochemischen Präferenz allerdings noch unzureichend). Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.	151
Tabelle 51: Artspezifische Kenngrößen zur Berechnung des Trophie-Index‘ und des Saprobienindex‘ nach ROTT et al. (1997, 1999) <i>TW</i> = Trophiewert; <i>SW</i> = Saprobiewert; <i>G</i> = Gewichtung. Sind keine Varietäten benannt, handelt es sich um die Nominatvarietät.	157
Tabelle 52: Indikatorarten für den Salzgehalt von Binnengewässern (verändert und erweitert nach ZIEMANN et al. 1999) <i>HG</i> = Halobiengruppe: <i>hx</i> = haloxene Taxa, <i>hmp</i> = halophile, mesohalobe und polyhalobe Taxa	165
Tabelle 53: Liste der Indikatoren im Teilmodul Phytobenthos ohne Diatomeen <i>MG_sil</i> = silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge, <i>MG_karb</i> = karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge, <i>NT_karb</i> = karbonatisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland, <i>NT_sil/org</i> = silikatisch oder organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland.	173

Tabelle 54: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer der Kalkalpen mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	178
Tabelle 55: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer der Kalkalpen mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	178
Tabelle 56: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse bei ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer der Kalkalpen	178
Tabelle 57: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse bei ungesichertem Modul Diatomeen: Fließgewässer der Kalkalpen	179
Tabelle 58: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	180
Tabelle 59: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	180
Tabelle 60: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer des Alpenvorlandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	180
Tabelle 61: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer des Alpenvorlandes.....	181
Tabelle 62: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen: Fließgewässer des Alpenvorlandes.....	181
Tabelle 63: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	182
Tabelle 64: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Vulkangebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	182
Tabelle 65: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km ² und zugleich kleiner 1000 km ²	182
Tabelle 66: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	183
Tabelle 67: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	183
Tabelle 68: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km ² und zugleich kleiner 1000 km ²	183
Tabelle 69: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	184
Tabelle 70: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	185
Tabelle 71: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Vulkangebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	185
Tabelle 72: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km ² und zugleich kleiner 1000 km ²	185
Tabelle 73: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Löss-	

und Keuperregionen im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	186
Tabelle 74: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	186
Tabelle 75: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Kalkgebiete im Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 100 km ² und zugleich kleiner 1000 km ²	186
Tabelle 76: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Mittelgebirge mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	186
Tabelle 77: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge	187
Tabelle 78: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge	187
Tabelle 79: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge	188
Tabelle 80: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge	188
Tabelle 81: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer des Mittelgebirges.....	189
Tabelle 82: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges.....	189
Tabelle 83: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges	189
Tabelle 84: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen: Silikatisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges.....	190
Tabelle 85: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	191
Tabelle 86: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	191
Tabelle 87: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	191
Tabelle 88: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	192
Tabelle 89: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 1000 km ²	192

Tabelle 90: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße größer 1000 km ²	192
Tabelle 91: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen: Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	193
Tabelle 92: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	193
Tabelle 93: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten: Silikatisch bzw. Organisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner 100 km ²	194
Tabelle 94: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	194
Tabelle 95: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	195
Tabelle 96: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Silikatisch bzw. Organisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	195
Tabelle 97: Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten und ungesichertem Modul Diatomeen: Silikatisch bzw. Organisch und Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	195
Tabelle 98: Überblick über den benötigten mittleren Zeitaufwand zur Bewertung der Komponente Makrophyten & Phytobenthos nach WRRL pro Probestelle und Beprobung	198
Tabelle 99: Bewertung der untersuchten Probestellen nach dem überarbeiteten Verfahren Makrophyten und Phytobenthos. <i>PrStNr: Probestellenummer; BL: Bundesland; Typ: Gewässertyp nach SOMMERHÄUSER und POTTGIESSER; Typ M: biozönotischer Typ Makrophyten; ÖZK M: ökologische Zustandsklasse Makrophyten; Typ D: biozönotischer Typ Diatomeen; -: keine Typzuordnung aufgrund fehlender Daten; ÖZK D: ökologische Zustandsklasse Diatomeen; Typ P: biozönotischer Typ Phytobenthos; ÖZK P: ökologische Zustandsklasse Phytobenthos; ÖZK: ökologische Zustandsklasse Makrophyten & Phytobenthos; *: Versauerung; ÖZK = 0: mit den vorhandenen Daten und Verfahren keine Berechnung der ÖZK möglich; ÖZK = 999: Typzuordnung unklar und damit keine Berechnung möglich.</i>	199

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Dendrogramm der Stellen der (Vor-) Alpen und Mittelgebirge (Die Fließgewässertypen nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) sind in Klammern hinter den Probestellennummern angegeben)	16
Abbildung 2: Dendrogramm der Stellen des Norddeutschen Tieflandes (Die Fließgewässertypen nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) sind in Klammern hinter den Probestellennummern angegeben)	17
Abbildung 3: Minima, Mediane und Maxima der Taxazahlen in den verschiedenen Diatomeentypen (SA = Seeausflussgeprägte Fließgewässer).....	30
Abbildung 4: Abundanzen der Algenklassen für silikatisch (a) und karbonatisch (b) geprägte Sand- und Kiesbäche im Norddeutschen Tiefland	33
Abbildung 5: Abundanzen der Algenklassen in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges.....	34
Abbildung 6: Anzahlen der Desmidiaceentaxa in den Fließgewässertypen der silikatisch geprägten Mittelgebirge	36
Abbildung 7: Abundanzen der Algenklassen in den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges.....	39
Abbildung 8: Abundanzen der Algenklassen in karbonatisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland	42
Abbildung 9: Abundanzen der Algenklassen in den organisch (dystroph) oder silikatisch geprägten Fließgewässertypen im Norddeutschen Tiefland	44
Abbildung 10: Abundanzen der Algenklassen in den Seeausflüssen (Typ 21)	45
Abbildung 11: Abundanzen der Algenklassen in den Marschengewässern (Typ 22).....	47
Abbildung 12: Abundanzen der Algenklassen in den rückstau- bzw. brackwasser-beeinflussten Ostseezuflüssen (Typ 23)	49
Abbildung 13: Dahle bei Dahen (Probestelle 10100, Sachsen)	52
Abbildung 14: Vergleich der Bewertung zu unterschiedlichen Jahreszeiten an 205 bundesweit verteilten Stellen und der Sommer- und Herbstbewertung an 112 nordrhein-westfälischen Stellen (Trennwert = 0,17) blau: Differenz kleiner 0,17; rot: Differenz größer 0,17	57
Abbildung 15: Anzahl der entnommenen Unterproben pro Substrat im Gesamtdatensatz.....	91
Abbildung 16: Anzahl der Unterbefunde pro Substratklasse (a.) und Anteile „leerer“ Unterbefunde pro Substratklasse (b.)	92
Abbildung 17: Anzahl der Proben mit einem Zeitaufwand von 2 bis 5, 5 bis 8 und mehr als 8 Stunden für die Analyse eines Gesamtbefundes	92
Abbildung 18: Anteile von Unterbefunden, bei denen weniger als 5 Deckgläschen bzw. 5 bis 10 Deckgläschen bearbeitet wurden.....	93
Abbildung 19: Anzahlen der Unterbefunde mit Angabe der unterschiedlichen Bearbeitungszeiten für die verschiedenen Substratklassen, a. steiniges Substrat (n=199), b. pflanzliches Substrat (n=94), c. Feinsubstrat (n=94), d. aufschwimmendes Material (n= 12)	94
Abbildung 20: Anzahl der Taxa über Bearbeitungszeit für steiniges Substrat (A) und Anzahl der benthischen Taxa über Bearbeitungszeit für steiniges Substrat (B)	94
Abbildung 21: Anzahl der Taxa über Bearbeitungszeit für pflanzliches Substrat (A) und Anzahl der benthischen Taxa über Bearbeitungszeit für pflanzliches Substrat (B).....	95
Abbildung 22: Prozent gesicherte Bewertungen im Vergleich von Vollanalyse zu reduzierter Analyse Orange: Anteil gesicherte Bewertungen bei reduzierter Analyse,	

<i>Summe aus rot und orange: Anteil gesicherter Bewertungen bei Vollanalyse, gelb: ungesicherte Bewertungen bei Vollanalyse.</i>	96
Abbildung 23: Falten einer Mooskapsel	103
Abbildung 24: Kartierprotokoll Makrophyten in Fließgewässern (Seite 1)	105
Abbildung 25: Kartierprotokoll Makrophyten in Fließgewässern (Seite 2)	106
Abbildung 26: Kartierungsbogen für die Gewässerstrukturgüte nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000), Seite 1	107
Abbildung 27: Kartierungsbogen für die Gewässerstrukturgüte nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000), Seite 2	108
Abbildung 28: Feldprotokoll für die Probenahme von Diatomeen.....	110
Abbildung 29: Feldprotokoll für die Probenahme des Phytobenthos	119
Abbildung 30: Mikroskopier-Protokoll Phytobenthos.....	129
Abbildung 31: Typ MRS: Schwarzbach Höhe Jagdschlösschen (Probestelle Nr. 33, Bayern)	230
Abbildung 32: Typ MRK: Würm bei Mühlthal (Probestelle Nr. 223, Bayern)	232
Abbildung 33: Typ MPG: Innerer Rhein, Niederhausen (Probest. Nr. 881, Baden-Württemberg)	234
Abbildung 34: Typ TR: Schwärze Abfluss Schwärzensee (Probestelle 10018; Brandenburg).....	236
Abbildung 35: Typ TN _k : Grove bei Wehdel (Probestelle 10026; Niedersachsen)	238
Abbildung 36: Typ TN: Pfefferfließ westlich Stangenhagen (Probestelle Nr. 25, Brandenburg).....	240
Abbildung 37: Typ TN _g : Weser bei Dörverdev (Probestelle 10084; Niedersachsen)	242

Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1: Umrechnung der Referenzartensumme	79
Gleichung 2: Umrechnung des Trophie-Index (Diatomeentypen 1 bis 12)	79
Gleichung 3: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13).....	79
Gleichung 4: Berechnung des DI_{FG} für die Diatomeentypen 1 bis 12	79
Gleichung 5: Berechnung des DI_{FG} für den Diatomeentyp 13.....	79
Gleichung 6: Rote Liste-Index (RLI).....	81
Gleichung 7: Umrechnung von Pflanzenmengen in Quantitäten	135
Gleichung 8: Berechnung des Referenzindex	140
Gleichung 9: Berechnung des Referenzindex für Typ MRS.....	140
Gleichung 10: Berechnung des Diversitäts-Index.....	141
Gleichung 11: Berechnung der Evenness.....	142
Gleichung 12: Berechnung des Trophie-Index nach ROTT et al. (1999).....	144
Gleichung 13: Berechnung des Saprobienindex nach ROTT et al. (1997).....	145
Gleichung 14: Berechnung des Halobienindex	146
Gleichung 15: Umrechnung der Referenzartensumme	147
Gleichung 16: Umrechnung des Trophie-Index (Diatomeentypen 1 bis 12)	147
Gleichung 17: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13).....	147
Gleichung 18: Berechnung des DI_{FG} für die Diatomeentypen 1 bis 12	147
Gleichung 19: Berechnung des DI_{FG} für den Diatomeentyp 13.....	148
Gleichung 20: Rote Liste-Index (RLI).....	149
Gleichung 21: Berechnung des Bewertungsindex	172
Gleichung 22: Gleichung zur Umrechnung des Moduls RI_{FG} (Referenzindex _{Fließgewässer} Makrophyten) auf eine Skala von 0 bis 1.....	176
Gleichung 23: Gleichung zur Umrechnung des Moduls BI (Bewertungsindex Phytobenthos ohne Diatomeen) auf eine Skala von 0 bis 1.....	176
Gleichung 24: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei drei gesicherten Modulen.....	176
Gleichung 25: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen.....	176
Gleichung 26: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Diatomeen.	177
Gleichung 27: Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen.....	177

Anhang A

Steckbriefe der biozönotischen Makrophytentypen

Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS)

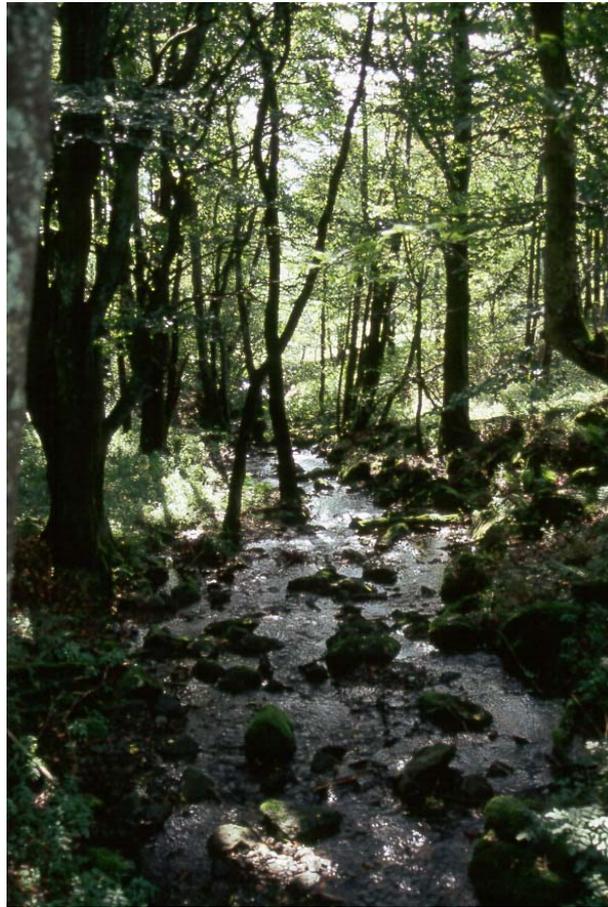


Abbildung 31: Typ MRS: Schwarzbach Höhe Jagdschlösschen (Probestelle Nr. 33, Bayern)

Die silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS, Abbildung 31) weisen auf Grund ihrer Geochemie niedrige Gesamthärte- und Säurekapazitätswerte auf. Diese liegen im naturnahen, unbeeinflussten Zustand im Mittel unter 1,4 mmol/l. Sie sind meist nur ca. drei Meter breit, selten bis über zehn Meter. Ihre Wasserführung ist gering, es werden nur Tiefen bis etwa 30 cm erreicht. Im natürlichen Zustand sind die Fließgewässer meist von Wald umgeben und daher (stark) beschattet. Die Fließgeschwindigkeits-Stufe nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995) ist fast immer als IV (schnell fließend, Strömung mit mäßiger Turbulenz) oder höher (reißend, stürzend) einzustufen. Diesen Bedingungen entsprechen auch die Substratverhältnisse, die sehr stark von Grobkies, Steinen und Blöcken dominiert werden. Aufgrund dieser Standortfaktoren ist die Hauptwuchsformengruppe der aquatischen Makrophyten die der Haptophyten, die hier von Moosen gebildet wird, Gefäß-Hydrophyten sind selten (verändert nach MEILINGER 2003).

Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK)



Abbildung 32: Typ MRK: Würm bei Mühlthal (Probestelle Nr. 223, Bayern)

Dem silikatischen Typ ähnlich stellen sich die Fließgewässer des karbonatisch-rhithral geprägten Fließgewässertyps der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen dar. Sie weisen auf Grund ihrer Geochemie höhere Gesamthärte- und Säurekapazitätswerte auf. Diese liegen im naturnahen, unbeeinflussten Zustand im Mittel über 1,4 mmol/l. Zwar enthält dieser Typ auch größere Gewässer mit einer Breite von teilweise mehr als 30 Metern und bis zu einem Meter Tiefe, hohe Fließgeschwindigkeiten von IV (schnell fließend, Strömung mit mäßiger Turbulenz) und mehr (reißend, stürzend) BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995) weisen diesen Typ jedoch ebenfalls den rhithral geprägten Gewässern zu. Die Beschattung kann auch hier hohe Werte erreichen. Überwiegend große Korngrößen sind charakteristisch für die rhithral geprägten Gewässer der Mittelgebirge, wobei im karbonatisch-rhithralen Mittelgebirgstyp der Anteil von Steinen und Blöcken etwas geringer ist als im Typ MRS. Den Großteil der Makrophytenvegetation stellen auch hier die Moose (Haptophyten). Durch die zum Teil größere Wasserführung treten, v. a. in eutrophierten Gewässern, auch Hydrophyten auf (verändert nach MEILINGER 2003).

Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inklusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)



Abbildung 33: Typ MPG: Innerer Rhein, Niederhausen (Probest. Nr. 881, Baden-Württemberg)

Potamal geprägte Mittelgebirgsgewässer ähneln in ihren Habitatbedingungen für Makrophyten den potamal geprägten Fließgewässern Norddeutschlands. Die Gewässer des Typs MP(G) sind meist um 10 Meter breit und tiefer als 30 cm. Die Beschattung ist fast immer gering, die Fließgeschwindigkeit liegt im Bereich der Stufe III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995). Die Gewässer besitzen daher hohe Anteile an Feinsedimenten wie Schlamm, Sand und Feinkies. Grobe Substrate wie Grobkies, Steine und Blöcke machen hier jedoch ebenfalls einen großen Anteil an der Sedimentzusammensetzung aus. Diese für Wasserpflanzen günstigen Standortbedingungen führen zur Ausbildung einer vielfältigen Makrophytenvegetation mit einem hohen Prozentsatz an Hydrophyten. (Verändert nach MEILINGER 2003).

Der Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst) zeichnet sich durch starken und deutlichen Grundwasserzuström aus. Ein Merkmal dieses Typs ist eine niedrige Wassertemperatur im Sommer („sommerkalt“) und eine hohe Wassertemperatur im Winter („winterwarm“).

TR – rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes



Abbildung 34: Typ TR: Schwärze Abfluss Schwärzensee (Probestelle 10018; Brandenburg)

Die rhithral geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TR, Abbildung 34) sind meist nur ca. zwei bis drei Meter breit und erreichen selten eine Breite von über zehn Meter. Ihre Wasserführung ist gering, es werden meist nur Tiefen bis etwa 30 cm erreicht. Naturnahe Stellen dieses Typs sind von Wald umgeben und deshalb mehr oder weniger stark beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist höher als bei den potamal geprägten Fließgewässern des Tieflandes (TN), und liegt in den Klassen III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt) und IV (schnell fließend, Strömung mit mäßiger Turbulenz) nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995). Das Strömungsbild ist eher turbulent. Die Substrate bestehen überwiegend aus Sanden und/oder Kiesen. Die Fließgewässer des Typs TR besitzen eine relativ geringe Wasserführung, welche die Ausbildung von z. B. Großlauchkräutern nicht zulässt. Aufgrund dieser Standortbedingungen werden Stellen des Typs TR in naturnahem Zustand meist von Moosen sowie von *Berula erecta* (submers und emers), *Ranunculus*- und *Callitriche*-Arten besiedelt.

TN_k – kleine Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes



Abbildung 35: Typ TN_k: Grove bei Wehdel (Probestelle 10026; Niedersachsen)

Die kleinen Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_k, Abbildung 35) sind etwa zwischen drei und fünf Metern breit, weisen eine Tiefe von bis zu einem Meter auf und sind wenig beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist geringer als bei den rhithral geprägten Fließgewässern des Tieflandes, es werden die Klassen II (träge fließend) und III (langsam fließend) nach BLfW 1995 erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand. Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN_k eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten.

(Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)



Abbildung 36: Typ TN: Pfefferfließ westlich Stangenhagen (Probestelle Nr. 25, Brandenburg)

Die mittelgroßen potamal geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN, Abbildung 36) sind etwa zwischen drei und 20 Metern breit, weisen eine Tiefe von mehr als 30 cm bis über einen Meter auf und sind wenig beschattet. Die Fließgeschwindigkeit ist gering, es werden die Klassen II (träge fließend, Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend) und III (langsam fließend, erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt) nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995 erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand. Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten, was sich in einem vielfältigen Wuchsformenspektrum ausdrückt. Typische Wasserpflanzengesellschaften werden hier u. a. von Großlaichkräutern gebildet. (Verändert nach MEILINGER 2003).

TN_g – große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes



Abbildung 37: Typ TN_g: Weser bei Dörverdev (Probestelle 10084; Niedersachsen)

Die großen potamal geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_g, Abbildung 37) weisen eine Breite von mindestens 30 Metern auf. Im natürlichen Zustand ist das Gewässerprofil breit und flach, häufig werden Furten ausgebildet. Charakteristisch sind großräumige Stromverlagerungen mit Stromaufspaltungen sowie ein hoher Totholzanteil. Durch gewässerbauliche Maßnahmen weisen diese Gewässer heute meist relativ große Tiefen auf, die nicht mehr die ursprünglichen Besiedlungsmöglichkeiten für Makrophyten bieten, sondern deren Vorkommen auf die Randbereiche beschränken. Aus diesem Grund ist eine Bewertung mit Makrophyten in vielen Fällen nicht möglich.

Anhang B

Fixative für die Phytobenthosprobenahme

saure Lugol'sche Lösung

20 g Kaliumjodid (IK)

200 ml destilliertes Wasser

10 g resublimiertes Jod (J2)

19ml Eisessig (96-100% CH₃COOH)

Das Kaliumjodid in etwas Wasser lösen, dann das Jod dazugeben und das restliche Wasser nachfüllen. Anschließend den Eisessig dazugeben. Die Lösung in kleineren Braunflaschen aufbewahren. Empfohlen wird, die Flaschen möglichst gut zu füllen, da das Jod in halbleeren Flaschen oxidiert.

neutralisiertes Formaldehyd

500 ml Formaldehyd (40%)

500 ml aqua dest.

100 g Hexamethylentetramin

Formaldehyd in aqua dest. verdünnen und anschließend Hexamethylentetramin hinzufügen. Nach einer Woche filtrieren (pH 7,3-7,9).

Zur Fixierung der Proben sollte eine Endkonzentration von 3-4% erreicht werden.