

Desmidiaceen (Conjugatophyceae, Mesotaeniaceae und Desmidiales) des südlichen Rothaargebirges.

I Arteninventar und Diversitätsentwicklung
in zwei Feuchtgebieten innerhalb von 15 Jahren.

Marliese Müller, Universität Siegen

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
Abstract	4
1 Einleitung	4
2 Methodik	5
3 Beschreibung der Feuchtgebiete	6
4 Gewässereigenschaften	9
4.1 Allgemeine Typisierung der Teiche als Desmidiaceen-Biotop	10
4.2 Habitatdiversität der Teiche	16
5 Artenliste und taxonomische Anmerkungen	21
6 Diversitätsentwicklung der Desmidiaceen	47
6.1 Pionierphase	54
6.2 Artendiversität der Gebiete und Spezifität der Teiche	56
6.3 Diversitätsänderungen	59
6.4 Rote Liste-Arten	63
7 Diskussion	65
8 Danksagung	72
9 Literatur	72
Legenden zu den Tafeln	76
Tafeln 1-7	77

Zusammenfassung

In den Jahren 1989 bis 2004 wurde in zwei Untersuchungsphasen das Desmidiaceen-Vorkommen der 97 Teiche zweier benachbarter Feuchtgebiete im südlichen Bereich des Rothaargebirges untersucht. Es konnten 219 Taxa nachgewiesen werden, welche die erste Artenliste für die Rothaar-Region ergeben. Die Gesamtzahl und der hohe Anteil an gefährdeten (137 = 62,6 %) resp. in Deutschland selten oder noch nicht nachgewiesenen (55 = 25,1 %) Taxa belegen die Bedeutung dieser sekundären Biotope in günstiger Umgebung als für den Schutz von Desmidiaceen geeignete Habitate. Quantitative und qualitative Änderungen der Zieralgen-Populationen im Laufe von 15 Jahren und zahlreiche Biotopwechsel von der ersten Untersuchungsphase bis zur späteren in einem der Gebiete zeigen den Einfluss von Verlandungsvorgängen insbesondere auf Taxa mit spezifischen Anforderungen an die ökologischen Bedingungen. Sie machen weiterhin die Notwendigkeit ersichtlich zu überprüfen, ob bzw. wie durch Pflegemaßnahmen (teilweises Entkrauten und Modderentfernung) ein größeres Artenspektrum einschließlich stenöker Spezialisten erhalten werden kann.

Abstract

In the time from 1989 to 2004 the desmid flora of 97 ponds of two moist areas in the south district of the Rothaar-Mountains has been investigated. 219 taxa found result in the first list of desmids valid for the region of the Rothaar-Mountains. The total number and the great share of taxa which are considered to be endangered (137 = 62,6 %) resp. rare or not yet proved (55 = 25,1 %) in Germany give evidence for the importance of these secondary biotopes in a favourable surrounding area being right habitats to protect desmids. Qualitative and quantitative modifications of the desmid populations and numerous changes of biotopes between the first researched period and the subsequent one in one of the areas point out to a short-term influence of silting-up especially on taxa with specific ecological requirements. Further the necessity is evident to check whether resp. in what way a greater abundance of taxa inclusive of stenoecious specialists can be conserved by care (partial ditch cleaning and clearing away mud).

Schlüsselworte: Biotopdiversität, Besiedlungsabläufe, Rote Liste-Arten, Artenverlust, Sekundärbiotope

1 Einleitung

1985 hoben Mitglieder von Naturschutzverbänden in einem seit nahezu 20 Jahren brachliegenden Feuchtwiesengelände am Rande der Ortschaft Lützel (südliches Rothaargebirge) 52 Tümpel und Teiche als Teil eines Renaturierungsprogrammes aus. Wenige Jahre später legte das Staatliche Forstamt Hilchenbach in einem von Lützel etwa zweieinhalb Kilometer entfernten Feuchtgebiet, den Tälern des Hundsdröller Baches und Bustenbaches, 45 Teiche als Artenschutzgewässer an. Um die Auswirkungen dieser und weiterer Maßnahmen zu bilanzieren, untersuchte die Autorin langfristig die Biozönoseentwicklung der Gebiete mit Schwerpunkt auf den aquatischen Systemen.

Von Beginn an war in beiden Arealen bei den sich aufbauenden Phytozönosen der Teiche die schnell anwachsende Artenzahl der Conjugatophyceae auffällig. Insbesondere galt dies für Vertreter der Desmidiaceen oder Zieralgen. Diese Sammelbegriffe haben sich im deutschsprachigen Raum vor allem für die Angehörigen der Ordnung Desmidiales eingebürgert, doch wird meist auch die Familie der Mesotaeniaceae aus der Ordnung der

Zygnematales hierzu gerechnet (RŮŽIČKA 1977, S. 12). Letzteres gilt auch für die vorliegende Veröffentlichung.

Bereits nach wenigen Jahren stellten die Desmidiaceen in der Mehrzahl der Gewässer beider Gebiete qualitativ wie quantitativ die dominante Algengruppe dar. Die Literaturrecherche, welche Kenntnisse über Desmidiaceenvorkommen im südlichen Rothaar-Bereich vorliegen, erbrachte keine informativen Ergebnisse. Nur BUDE (1928, 1934) nennt für ein Fließgewässer im Sauerland (Nordwest-Region des Rothaargebirges) 3 Arten und für die Gewässer eines kleinen Moores bei Erndtebrück (Süd-Region des Rothaargebirges) 36 Arten.

Diese Sachlage war Anlass, eine Untersuchung der Desmidiaceen-Flora mit drei Zielen durchzuführen: Zum ersten sollte eine Artenliste für die Rothaar-Region grundgelegt und somit die Kenntnis von der geographischen Verbreitung von Zieralgen erweitert werden. Weiterhin war ein Beitrag zu Grundlagendaten über längerfristige Änderungen in Desmidiaceen-Gesellschaften angestrebt, da bei den relativ kleinen Gewässern in überschaubarem Zeitraum eine kontinuierlich fortschreitende Verlandung zu erwarten war. Im Vordergrund stand die Frage, welche Artendiversität in diesen Ersatzbiotopen erreicht wird und inwieweit eine fortschreitende Verlandung der Gewässer und damit verbundene Änderungen der Lebensbedingungen zu Abwandlungen führen. Hiermit zusammenhängend sollte überprüft werden, inwieweit Sekundärbiotope wie die vorliegenden geeignet sind, die Habitatansprüche auch von Spezialisten unter den Desmidiaceen zu erfüllen und damit den Rückgang der lt. Roter Liste (GUTOWSKI et al. 1996) stark gefährdeten Gruppe aufzuhalten.

2 Methodik

Um das Artenspektrum der Teiche möglichst vollständig zu erfassen, erfolgten die Probenahmen mit verschiedenen Methoden: Im pflanzenfreien Wasserkörperbereich wurde ein Planktonnetz mit einer Maschenweite von 55 µm eingesetzt. In Bestände von submersen oder überfluteten Pflanzen wurde das Netz zunächst mehrmals abgesenkt, um Material aufzuwirbeln, das dann gesammelt wurde. Außerdem wurden Portionen von derartigem Pflanzenmaterial ausgedrückt und ausgespült. Weitere Nachweise stammen aus Sedimentproben und größeren Portionen von Algenwatten. Wenige Taxa fanden sich als Periphyton an Torf- und Laubmoosen nasser Standorte.

Die Teiche im Gebiet Lützel wurden in den Jahren 1989 bis 1992 und 1999 bis 2000, die im Hundsdrellbereich Mitte 1991 bis 1993 sowie 2003 und 2004 ganzjährig ein- oder zweimal monatlich beprobt mit Ausnahme der Periode, in der die Teiche zugefroren waren. Bei Gewässern mit hoher Artendiversität bzw. solchen mit seltenen Taxa oder Taxa mit Neigung zur Zygosporienbildung erfolgte die Kontrolle z. T. einmal wöchentlich, zu Zeiten von Zygosporienbildungen im Abstand von wenigen Tagen. In den Jahren 1994, 1995, 1997 und 2004 (Lützel) sowie 1994, 1996, 1998, 2000 und 2002 (Hundsdrell) dienten Stichproben zur Kontrolle der Entwicklung.

Ab Oktober 1991 (Lützel) bzw. von 1992 an (Hundsdrell) wurde nach einer Absetzzeit von mindestens drei Stunden eine Portion der Proben in 4%-igem Formaldehyd fixiert. Von Proben, die sich bei der anschließenden Aufarbeitung des lebenden Materials als ergiebig für weitere Auswertungen erwiesen, vor allem hinsichtlich Populationsschwankungen, Modifikabilität, Gesellschaftszusammensetzung oder Zygosporienbildung, wurde der fixierte Anteil aufbewahrt. Es handelt sich hierbei um 405 Proben aus dem Gebiet Lützel und 342 Proben aus dem Gebiet Hundsdrell.

Die lebenden Probenanteile wurden im Durchlicht-Mikroskop mit Hellfeld- und Phasenkontrasttechnik auf ihren Desmidiaceen-Bestand hin untersucht. Pro Probe wurden mindestens sechs Präparate (Deckglasgröße 20 x 20 mm) durchmustert. Die Untersuchung wurde fortgesetzt, bis in vier aufeinander folgenden Präparaten kein neues Taxon mehr gefunden wurde. War die Probe reich an Fadenalgenarten (Gattungen *Mougeotia*, *Spirogyra*, *Zygnema*, *Oedogonium*, *Draparnaldia*) oder an Arten mit umfangreicher Gallerthülle (vor allem aus den Gattungen *Microcystis*, *Asterococcus* und *Apiocystis*), wurde die Mindestanzahl der Präparate auf 10 erhöht. Alle Taxa sind durch Mikrofotografien belegt.

Ein Teil der chemisch-physikalischen Parameter wurde mit Sonden gemessen: pH-Wert (Einstab-Messkette mit Glaselektrode, KCl-Basis), Temperatur (in zwei Fällen zusätzliche Langzeitmessung mit Data-Loggern), O₂-Gehalt in ml und % sowie elektrische Leitfähigkeit. Sonstige chemische Parameter wurden fotometrisch erfasst. Die Helligkeit wurde mit einem Lux-Meter ermittelt. Maßgebend für die Saprobitäts-/Trophieeinordnung waren vor allem die Bestimmung des BSB₅ (nach DIN) sowie die Indexberechnung mittels Indikatororganismen nach MAUCH (1976, Band 2-5).

Die Darstellungen aller Tafeln zeigen gescannte, originale Durchlicht-Mikrofotografien, überwiegend von lebenden Zellen. Bei kontrastarmen Aufnahmen wurden die Zellkonturen z. T. mit Bildbearbeitungsprogrammen stärker hervorgehoben. Verwechselbare bzw. lt. Referenzliteratur des Öfteren verwechselte Arten sind neben einander oder zumindest auf derselben Tafel angeordnet. Aus Platzersparnisgründen wurden für Arten mit großen Dimensionen kleinwüchsige Exemplare gewählt. Um Einzelheiten sichtbar zu machen, sind in einigen Fällen abgestorbene oder absterbende Individuen oder leere Hüllen bzw. Teile davon wiedergegeben. Dennoch entfällt bei manchen Taxa die Möglichkeit, alle für die Determination wesentlichen morphologischen Merkmale in einer Fotografie adäquat zu einer Zeichnung abzubilden, wo die Tiefenschärfe keine Grenzen setzt. Für solche detaillierten Darstellungen wird auf die Referenzliteratur verwiesen.

Der Beginn der systematischen Untersuchungen im September 1989 (Lützel) bzw. im Mai 1992 (Hundsrell) ist darin begründet, dass sich ab dem jeweiligen Zeitpunkt die Jahres-Sukzessionsmuster bei den Artenspektren der Mikroorganismen als weitgehend stabilisiert erwiesen.

3 Beschreibung der Feuchtgebiete

Das Feuchtgebiet Lützel (FL) befindet sich am südöstlichen Rand der Ortschaft Lützel in einer Höhenlage von 520-540 m (Topographische Karte 1: 25 000, 5015 Erndtebrück). Es handelt sich um ein SSE-exponiertes, 3,7 ha großes Hanggelände mit ausgedehnten Sickerquellhorizonten und sumpfigen sowie anmoorigen Bereichen. Den Untergrund bilden lt. Geologischer Karte (LUSZNAT 1978) unterdevonische Schiefer der Siegen-Stufe, über denen holozäner Verwitterungslehm als StauhORIZONT für breitflächig austretendes Quell- und Sickerwasser wirkt. Partieweise finden sich anstelle des Lehms mehr als 1,5 m dicke Linsen aus Niedermoor- und Erlen-/Birkenbruchwaldtorf mit großer Wasserspeicherkapazität (RAUSCH 1992). Eine jährliche Niederschlagsmenge von 1200-1300 mm (MURL 1989) garantiert, außer bei längeren Trockenperioden, eine gute Wasserversorgung speziell der hangunteren Teiche.

Die 52 Teiche mit den Labornummern Lü 1 – Lü 52 sind in drei Gruppen (I, II, III) angelegt, wie der Abbildung 1 zu entnehmen ist. Hinzu kommen drei Einzelteiche. Die Labornummer ist nur bei denjenigen Gewässern eingetragen, auf die im Weiteren näher eingegangen wird.

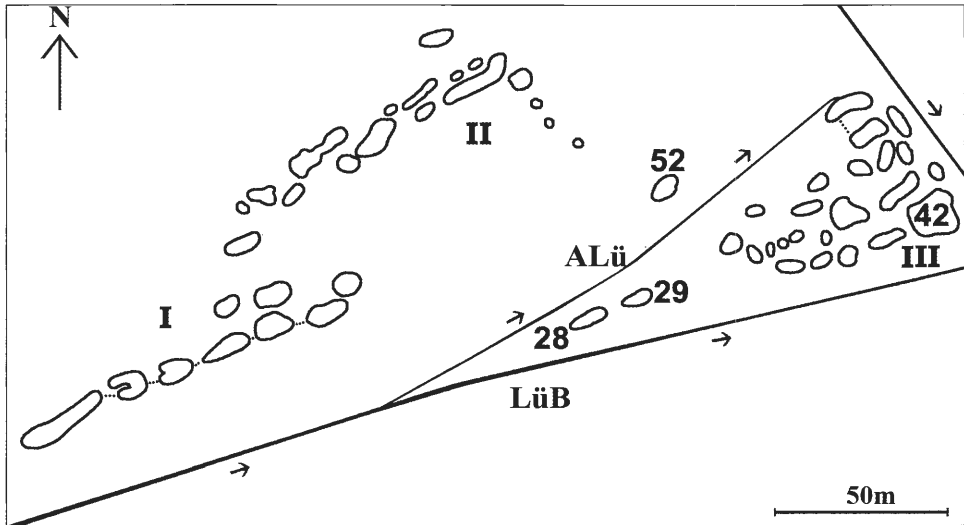


Abb. 1: Teiche des Feuchtgebietes Lützel

Im frisch angelegten Zustand wiesen die Teiche überwiegend eine Oberflächengröße von 30 bis 50 m², mehrere eine von 10-20 m² auf, während sich das größte Gewässer (Lü 42) etwa über 100 m² erstreckte. An den tiefsten Stellen reichten sie zunächst zwischen 0,8 – 1,5 m tief in den Lehm- bzw. Torfuntergrund. Während Zeiten hoher Wasserführung stand ein Teil der Teiche von Gruppe I über schmale, flache Gräben miteinander in Verbindung (punktierte Linien), bzw. es konnte durch Überfließen Material aus hanghöheren Teichen in hangtiefere gelangen (hangobere Teiche der Gruppe III). Zu dem höchstgelegenen Teich der Gruppe III führt als zusätzliche Wasserversorgung ein Abzweig (ALü) des Lützelbaches (LüB).

Die Verlandung der kleinen Gewässer begann bald: Innerhalb von zwei Jahren siedelte sich *Juncus bulbosus* bevorzugt an/in den höher gelegenen Teichen an, *Elodea canadensis*, *Nitella spec.*, *Potamogeton natans*, *Equisetum fluviatile* und 2 Arten der Gattung *Callitriche* mit unterschiedlicher Verteilung in den hangunteren Teichen, später zusätzlich *Sparganium erectum*.

Bis 1999 reduzierte sich der Freiwasserbereich der Teiche durch Modderablagerung und vordringende Helophyten stark, die Hydrophyten-Populationen nahmen entsprechend ab. Im Jahr 2000 dominierten *Carex*-, *Juncus*- und *Sphagnum*arten, stellenweise auch *Eriophorum angustifolium*.

Aufgrund dieser Prozesse hat sich für die Desmidiaceen die Austrocknungsgefahr erhöht: Fielen bis zum Jahr 1992 11 Teiche in längeren niederschlagsfreien Wärmeperioden trocken, so waren es 1999 bereits 25. In demselben Zeitraum verlandeten vier Gewässer vollständig und der Wasserstand des größten Teiches sank wegen Dammbeschädigungen durch Bisamratten auf wenige Zentimeter. Während längerer Trockenperioden bleiben nur Pfützen auf seinem Boden zurück.

Das Feuchtgebiet Hundsdrell (FHd) liegt nördlich der Ortschaft Altenteich (Topo-

graphische Karte 1: 25 000, 5015 Erndtebrück), etwa 2 km nordöstlich des FL. Es enthält 37 Teiche (Hd 1 – 37) im Tal des Hundsdreller Baches und 8 (BT 1 – 8) im östlich dazu gelegenen Tal des Bustenbaches. Das Hd-Tal verläuft von NW nach SE. Die Teiche Hd 1 bis Hd 30 sind auf einer Strecke von etwa 1,5 km parallel zum Längsverlauf des Baches angeordnet, beginnend in der Oberlaufregion. Im unteren Bereich sind Hd 31 – Hd 37 in einer Gruppe angelegt. In Abbildung 2 ist nur der Abschnitt mit den Teichen Hd 24 – Hd 37 enthalten, da hier alle diejenigen Teiche liegen, die im Themenzusammenhang von spezieller Bedeutung sind. Der Mittelabschnitt des Bustenbachtals (etwa 0,6 km lang), in dem sich die 8 Teiche ebenfalls in Bachnähe befinden, verläuft in Nord-Süd-Richtung und mündet in das untere Hundsdrelltal ein.

Die Teiche Hd 1 – 25 und BT 1 – 8 sind in schluffigem devonischem Lehm angelegt. Ab dem Mittelabschnitt des Hd-Tals treten Torflagen oberflächennah auf, die talabwärts von ca. 30 auf 200 cm Dicke zunehmen (LUSZNAT 1978). In dieser Region liegen Hd 26 – 30 und im talunteren Bereich in einem Übergangsmoor (Üm) Hd 31 – 37. Die Oberflächengröße der meisten Hd-Teiche beträgt um 100 m², die Wassertiefe (mittlere Wasserführung) belief sich zunächst auf ca. 1 bis 1,5 m. Hd 1 und Hd 9 stellen große Fischteiche mit einem flach auslaufenden Uferbereich dar, die bereits seit 1966 bestehen, aber umgestaltet wurden. Hd 1 wird seit mehr als 25 Jahren nicht mehr bewirtschaftet. Hd 9 ist nur noch geringfügig mit Fischen besetzt und wird nicht gekalkt und abgelassen. Allerdings musste er 2003 für einige Wochen völlig trocken gelegt werden, weil der Damm ausgebessert werden musste. Kleine Teiche mit etwa 12 – 20 m² Oberfläche sind Hd 2 – 5. Sie sind inzwischen weitgehend verlandet. Bei den übrigen Teichen hat sich überwiegend eine gut ausgeprägte Verlandungsvegetation oder/und Unterwasservegetation aus *Carex*- und *Juncus*-Arten, Röhrichtpflanzen sowie *Nitella spec.*, *Elodea spec.*, *Callitriche spec.*, *Utricularia spec.* und *Potamogeton*-Arten entwickelt, doch ist noch ein umfangreicher Wasserkörper vorhanden. Dies gilt auch für die BT-Teiche mit Ausnahme von BT 3. Die Teiche Hd 17 – 24 sind von einem Abzweig des Hundsdrellbaches durchströmt.

Das FHd befindet sich in einer unteren montanen Höhenlage von 520 – 620 m. Die Täler sind durch ausgedehnte Quellhorizonte, zahlreiche Einzelquellen und großflächige Vernässungsbereiche gekennzeichnet. Hinzu kommt ein hoher Grundwasserstand, vor allem in den talunteren Partien (LUSZNAT 1978). Die Teiche sind weniger austrocknungsgefährdet als die des FL, wenn auch ihr Wasserstand in längeren, trockenen Wärmeperioden stark fällt. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt etwa 1300 mm (MURL 1989).

Die Gewässer in beiden Untersuchungsgebieten sind schnellen klimatischen Wechseln ausgesetzt: Es herrscht ein kühles Regional-Jahresklima vor mit einer Vegetationsperiode von weniger als 150 Tagen bei einer mittleren Temperatur von 12 bis 13⁰ C, aber hoher Einstrahlungsrate im Sommer. Nur ein Teil der Teiche ist in einzelnen Partien ufernah durch angrenzenden Baumbestand oder im Untersuchungszeitraum stark herangewachsene Weidenpolycormone beschattet.

Eine mikroklimatische Differenzierung der Teiche erfolgt in beiden Gebieten durch Unterschiede in Volumen, Form und Tiefe des Wasserkörpers, der Wärmespeicherfähigkeit des Gewässergrundes, Zufluss von Oberflächenwasser oder Quellwasser, Einstrahlungs- und Windexposition sowie Beschattung durch Sträucher/Bäume als wichtigste Parameter, welche die Einwirkung der extrinsischen Faktoren modifizieren.

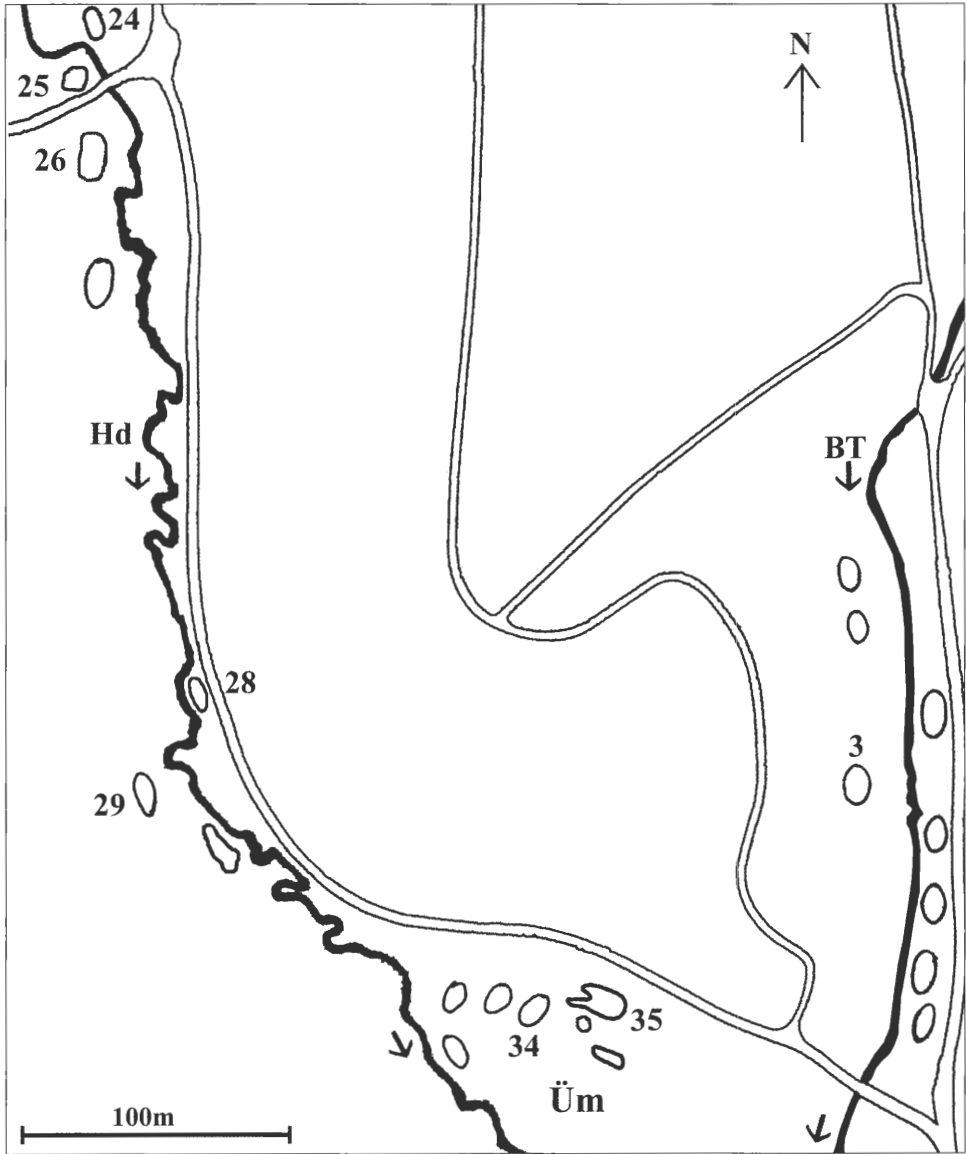


Abb. 2: Teiche im unteren Bereich des Feuchtgebietes Hundsrell

4 Gewässereigenschaften

Im Mittelpunkt der Diskussionen über Biotopbedingungen für Desmidiaceen stehen in der Literatur pH-Wert, Leitfähigkeit, Calcium-Gehalt, Härtegrad, Trophiegrad und Temperaturverhältnisse der Gewässer, in manchen Fällen auch der Lichtbedarf und die Sedimentbeschaffenheit. Vereinzelt wird auf die Bedeutung von Strömung und Wasserturbulenz hingewiesen. In Hinblick auf diese Parameter werden die Gewässer des FL und FHD im

Folgenden charakterisiert. Dabei wird, um die Darstellungen übersichtlich zu halten, das wichtigste Schrifttum sofort einbezogen. Das bei einigen Messresultaten verwendete Kürzel nn bedeutet: Substanz mit der zur Verfügung stehenden Methode nicht nachweisbar.

4.1 Allgemeine Typisierung der Teiche als Desmidiaceen-Biotope

pH-Wert

Desmidiaceen gelten als Organismen, die vorwiegend an schwach sauren bis neutralen Standorten vorkommen, wobei die untere Grenze etwa bei pH 4 – 4,5 (MOSS 1973 a) angesetzt wird, also einem Wert, der auch für den überwiegenden Anteil höherer Pflanzen an Land und im Wasser als Minimalbereich gilt. Relativ wenige Spezialisten unter den Desmidiaceen leben nach RŮŽIČKA (1977) bei Werten bis pH 3,0. Gewässer im vorgenannten unteren Grenzbereich hat TOMASZEWICZ (1994) untersucht, wobei sie in den beiden Teichen mit dem niedrigsten pH-Mittel (3,64 und 3,83) nur ein geringes Artenspektrum nachwies. Die Toleranzgrenze gegenüber saurem bzw. sehr saurem Milieu ist aus diesem unmittelbaren physiologischen Einfluss heraus erklärlich: Erhöhte Azidität kann bei der Zelle vor allem zu Schädigungen von Proteinen und damit der Enzymaktivität, zur Störung der Osmoregulation und zu erschwertem Austausch mit der Umwelt, insbesondere in Hinblick auf Kationen, führen. Als indirekte Einflüsse diskutiert MOSS (1973 a) für Desmidiaceen das pH-abhängig unterschiedliche Angebot an freiem CO₂ sowie ein verringertes Angebot an Vitaminen (1973 b), das in oligotrophen Gewässern mit sehr niedrigem pH durch herabgesetzte Bakterienaktivität bedingt sein kann (s. Kap. 7).

Abgesehen von der unteren Toleranzgrenze stellt jedoch bereits HEIMANS (1969, S. 53) bei der Beurteilung sog. sphagnophiler Arten fest: „The conclusion that hereby the pH of the water is the decisive factor is simply not justified. When one compares the pH-values (...) then it appears that the pH tolerance of most species shows a broad amplitude.“ TOMASZEWICZ (1994, S. 521) führt als Ergebnisse von WASYLIK an: „The author noted the lowest number of desmids in habitats displaying a pH value of about 4, while the highest number of species occurred in habitats with a pH value of at least 5.“ Nach MOSS (1973 a) liegt die Maximalgrenze sehr hoch: Für die überprüften oligotraphenten Arten ist ein pH von 8 – 8,5 angegeben, die eutraphenten Taxa zeigten sogar noch bei Werten um pH 9 ein gutes Wachstum. Auch die Ergebnisse von WOELKERLING (1976) ermöglichen keine enge Zuordnung innerhalb der Spanne zwischen leicht sauer und alkalisch.

Damit ist – vorbehaltlich der Tatsache, dass jeweils nur bestimmte Taxa untersucht wurden – eine breite Toleranzspanne für eine Reihe von Desmidiaceenarten erwiesen.

Hierzu passt, dass es sich bei dem pH-Wert um einen extrinsischen Faktor handelt, der im Jahresrhythmus deutlich in der Größenordnung variiert. Aus den Konfidenzwerten bei TOMASZEWICZ (1994), berechnet aus ihren über 9 Monate erfolgten Messungen (die Anzahl der Proben ist nicht angegeben), ergeben sich bereits Schwankungsbreiten zwischen 0,33 und 0,89 für die 9 Gewässer, wobei der Auswertungsmodus das tatsächliche Amplitudenausmaß nicht erkennen lässt. WESTERMANN (1993) ermittelt für einen See in 281 Messungen, verteilt auf drei Jahre, eine maximale Amplitude von 1,5. ZINABU (2002) kommt bei sieben Seen mit je 12 bis 26 Beprobungen, verteilt auf 11 Jahre, zu Amplituden zwischen 0,35 bis 2,0. In vergleichbarem Größenbereich liegen die pH-Schwankungen, die sich bei den eigenen Messungen ergaben. Als detailliertes Beispiel sind in Tabelle 1 die Messreihen für vier Hd-Teiche vom 29.06.2003 bis zum 05.09.2004 wiedergegeben, Teiche, auf die im Weiteren noch genauer eingegangen wird. Die Messungen wurden immer an denselben Probestellen in ca. 10 cm Tiefe und mit derselben Messsonde durchgeführt.

Tab. 1: pH-Werte von 4 Hd-Teichen zwischen dem 29.06.2003 und dem 05.09.2004

Datum	Hd 24	Hd 25	Hd 29	Hd 34
29.06.03	6,6	6,8	5,2	6,4
06.07.03	7,7	7,8	5,1	5,6
14.07.03	5,8	6,1	5,3	6,2
18.07.03	5,8	6,3	5,7	6,3
27.07.03	6,6	6,7	6,5	6,6
03.08.03	6,8	6,7	5,9	6,3
05.09.03	5,8	6,5	6,1	5,8
21.09.03	6,0	6,2	6,3	6,0
27.04.04	6,8	6,7	7,3	7,0
06.05.04	7,0	6,8	7,2	6,6
15.05.04	6,5	6,6	6,5	6,6
20.05.04	6,2	6,2	6,0	6,2
26.05.04	6,3	6,3	6,1	6,1
02.06.04	6,2	6,2	6,0	6,3
10.06.04	6,6	6,3	6,2	6,3
26.06.04	6,2	6,0	6,0	6,2
07.07.04	6,5	5,8	5,9	6,3
14.07.04	6,5	5,9	5,7	5,9
25.07.04	6,3	5,9	5,8	6,0
28.07.04	6,5	6,2	5,7	6,1
04.08.04	6,4	6,1	5,7	6,0
15.08.04	6,5	5,9	5,7	6,1
05.09.04	5,8	5,7	5,6	5,8

Bei 23 Messungen für Hd 24 resultiert eine pH-Amplitude von 1,9 (5,8 – 7,7), für Hd 25 von 2,1 (5,7 bis 7,8), für Hd 29 von 2,2 (5,1 bis 7,3) und für Hd 34 von 1,4 (5,6 bis 7,0). In einer Parallelmessung für die 8 BT-Teiche (20.6. 2003 bis 05.09.2004, n = 16/Teich) beliefen sich die pH-Amplituden auf 0,4 bis 1,7 bei pH-Werten von 5,6 bis 7,1. Werden weitere Messwerte außerhalb dieser Reihe mit einbezogen, beträgt die Spanne 5,1 bis 7,8. Damit steigt die Differenz bis auf 2,7.

Ein entsprechendes Bild ergibt sich sowohl für den pH-Bereich als auch die Variabilität zwischen den Teichen und innerhalb der Teiche im Jahresverlauf für das FL. Anhand weniger Eckdaten soll hier nur die Amplitude von 1,1 bis 2,6 belegt werden, die sich bei Serienmessungen für die Teiche des FL in vier verschiedenen Jahren ergab:

14.06.1986 pH 5,7 – 7; 12.04.1991 pH 5,3 – 6,6; 02.06.1992 pH 5,35 – 6,45; 06.04. 1999 pH 4,7 – 7,3.

Insgesamt zeigt sich, dass die pH-Werte in beiden Gebieten von schwach sauer bis neutral variieren, also in einem Größenbereich liegen, der als günstig für Desmidiaceen gilt.

Elektrische Leitfähigkeit, Härte, Pufferfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter für im Wasser gelöst vorliegende Elektrolyte wird auf der Kationen-Seite vor allem durch den Anteil an Calcium-Ionen bestimmt. Damit sind auch Härte und Säurebindungsvermögen angesprochen und zugleich das Pufferungsvermögen der Gewässer. In Tabelle 2 sind die Messwerte aus den Jahren 1986/1987 für die Lü-Teiche der Gruppe III sowie aus 1995 für die Hd- und BT-Teiche zusammengestellt. Werte in Klammern = abweichende Einzelwerte.

Tabelle 2: Elektrische Leitfähigkeit und Härte

Teiche	Leitf. $\mu\text{S}/\text{cm}$	Gesamthärte °dH	Carbonathärte °dH	SBV
FL	40 - 180	1 - 4 (-5)	nn - 1,5	nn - 0,5
Hd	33 - 92	1,4 - 2,8 (- 4,2)	nn - 2,2 (-3,3)	0,3 - 0,7 (- 1,1)
BT	35 - 87	1,1 - 1,6	0,3 - 0,7	0,08 - 0,23

Auch in diesen Faktoren stimmen die Teiche der Untersuchungsgebiete weitestgehend überein, wobei Leitfähigkeit und Gesamthärte im FL stärker schwanken als im FHd. Für die Teichgruppen I und II des FL war zunächst deutlicher anthropogener Einfluss zu verzeichnen. Hier war bei den Messungen von 1986 bis 1988 ein für die Region untypisch hoher Härtegrad bis 13° dH und eine Leitfähigkeit zwischen 200 bis 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu verzeichnen, während der Carbonathärte-Bereich dem der übrigen Teiche entsprach. Auch die Sulfatwerte waren deutlich überhöht. Als Grund stellte sich heraus, dass Gips (Calciumsulfat) im Boden vorhanden war. Er stammte aus einer hangaufwärts gelegenen ehemaligen Düngerefabrik, die mit Kalk neutralisierte Schwefelsäure in ihre Abwasserteiche einleitete. Die Abwässer wurden zum Verrieseln auf die fabrikeigenen Wiesen aufgebracht, in denen später die Teiche der Gruppe I und z. T. auch noch der Gruppe II angelegt wurden. Abgesehen von den ersten drei Jahren, wo starke Überzüge der Schwefelbakterienarten *Beggiatoa alba* und *Thiothrix nivea* auf dem Gewässergrund und den Unterwasserpflanzen offensichtlich die Entwicklung der Desmidiaceen-Populationen etwas verzögerten, nahm sie dann einen vergleichbaren Verlauf wie in den übrigen FL-Teichen.

Nach den Untersuchungsergebnissen von MOSS (1972) kommt, anders als z.B. bei BEHRE (1956) und TASSIGNY (1971) angegeben, dem Ca^{2+} -Gehalt eines Gewässers nur geringe Bedeutung zu: Ein Gehalt bis 100 mg Ca^{2+}/l (einer Gesamthärte von 14° dH entsprechend) hemmte selbst das Wachstum oligotropher Desmidiaceen-Species nicht und sowohl als oligotropher wie als eutropher eingestufte Arten gediehen noch bei Konzentrationen unter 1 mg/l. Hierbei ist allerdings zu beachten (s. pH-Wert), dass die Autoren nicht dieselben Taxa untersuchten und z. T. die Ergebnisse bei wenigen Arten verallgemeinert werden. So beruht die Aussage von TASSIGNY (1971, S. 310), „daß Calcium der wichtigste Faktor ist, der diese Verbreitung (von Desmidiaceen, die Autorin) kontrolliert“ auf Experimenten mit nur 4 Taxa, die als Klone unter Laborbedingungen gezüchtet sind. Hierbei erwies sich ein Taxon als nicht beeinflusst durch die Ca-Konzentration, zwei nur bedingt und lediglich *Micrasterias crux-melitensis* zeigte in seinem Wachstum deutliche Abhängigkeit vom Kalkgehalt des Zuchtmediums. Neben der geringen Anzahl an Taxa und dem wenig aussagekräftigen Resultat ist wie bei jeder Arbeit mit Labormaterial die Aussage von MOSS (1972, S. 928) zu bedenken: „Algal populations are not genetically homogeneous and a given isolated clone may be unrepresentative.“ Grundsätzlich gilt auch die kritische Einstellung von GOUGH (1977, S. 1297): „Unfortunately, several investigators have tended to generalize from the behavior of a few taxa to the group as a whole; the contradictory evidence obtained on the various taxa suggests that the answer may be more complex than a simple relationship between all of the Desmidiaceae and the variation of one chemical parameter.“

Die Gewässer des FL und FHd enthalten dem Messergebnis nach sehr weiches Wasser mit einem entsprechend geringen Säurebindungsvermögen. In Korrelation hiermit steht eine geringe Pufferfähigkeit, eine wichtige Eigenschaft in Hinblick auf die Variabilität des pH-Wertes (s. 4.2). Die niedrigen Leitfähigkeitswerte zeigen an, dass die Teiche nicht/sehr gering durch Salze beeinflusst sind mit der zuvor beschriebenen zeitweisen Ausnahme. Ein Rückschluss auf den Trophiegrad der Gewässer anhand der Leitfähigkeitswerte erscheint nur insoweit statthaft, als ein hoher bzw. übermäßiger Nährstoffgehalt (Eutrophie, Hypertrophie) ausgeschlossen werden kann.

Trophiegrad

Nach den BSB₅-Werten, flankiert von weiteren Parametern (s. u.), sowie anhand von Indikatororganismen lassen sich die Teiche den Stufen oligotroph-mesotroph und mesotroph zuordnen, wobei die FHd-Teiche überwiegend etwas nährstoffärmer sind als die FL-Teiche. Allerdings sind die BSB₅-Werte bei lenitischen Gewässern nur als grobe Eckdaten anzusehen, da sie je nach Zönosedynamik (Aufbauphase oder Material-Abbauphase nach Absterbep perioden) und Entnahmeort (Freiwasserbereich oberflächennah oder bodennah, Uferbereich) schwanken. Hinzu kommt, dass es sich um einen standardisierten Test handelt, der auf die durch Temperatur und Wasserbewegung beeinflussten Abläufe vor Ort nur begrenzt Rückschlüsse zulässt. Als Beispiele sind Septemberwerte von Wasserproben aus dem ufernahen Flachwasserbereich gewählt, wo bereits erhöhte Abbautätigkeit im Gange war.

BSB₅-Amplitude der FL-Teiche, Stand 03.09.1999: 2 Teiche unter 2 mg O₂/l, 36 Teiche im Bereich 2 – 4 mg O₂/l, und 14 oberhalb 4 – 6,2 mg O₂/l.

BSB₅ der Hd-Teiche, Stand 05.09.1999: 13 Teiche unter 2 mg O₂/l, 19 Teiche im Bereich 2 – 4 mg O₂/l, und 4 oberhalb 4 – 6,7 mg O₂/l.

Sonstige Parameter, welche die Trophieeinordnung unterstützen:

PO₄³⁻: FL und FHd nn – 0,7 mg/l (einmal 1 mg/l)

NO₃⁻: FL und FHd nn – 10 mg/l

SO₄²⁻: FL 29 – 110 mg/l; FHd 0,7 bis 36,7 mg/l.

Auf eine Auflistung von Zeigerorganismen nach MAUCH (1976) wird als im Themenzusammenhang irrelevant verzichtet. Stattdessen sind in Tabelle 3 für diejenigen Desmidiaceen-Taxa, die in den beiden Gebieten längerfristig beständige Populationen bildeten und für die in COESEL (1982 – 1997) ein Trophie-/Trophiegrad angegeben ist, diese Werte zusammengestellt. Verwendete Abkürzungen: o = oligotrophent bzw. in oligotrophen Gewässern gefunden, m = mesotrophent/mesotroph, e = eutrophent/eutroph.

Tab. 3: Zuordnung Desmidiaceen-Taxa/Gewässergüte nach COESEL

Trophiegrad	o	o - m	m	m - eu	eu	Σ
n Taxa FL	6	21	41	13	2	83
% Taxa FL	7,2	25,3	49,4	15,7	2,4	100
n Taxa FHd	14	42	56	16	5	133
% Taxa FHd	10,5	31,6	42,1	12,0	3,8	100

Die Daten ergeben eine gute Übereinstimmung mit den chemischen Trophiebestimmungen für die Gewässer. Ihr tatsächlicher Aussagewert in Hinblick auf Desmidiaceen als Zeigerorganismen ist jedoch kritisch zu sehen. COESEL (1975) weist nachdrücklich darauf hin „that the often indiscriminating application of this parameter (the indicative value of the Desmidiaceae, die Autorin) in practice can easily lead to unwarranted conclusions.“ BROOK (1965, S. 410) macht geltend, „that the inclusion of all the desmid species present in a sample when determining compound quotients decreases the reliability of this method of assessing trophic status.“ HEIMANS (1969) wendet sich aus mehreren Gründen gegen eine derartige Zuordnung: Zum einen verweist er darauf, dass den Trophie-Termini keine allgemeingültigen Definitionen zugrunde liegen, eine Problematik, auf die auch MOSS (1973 b) hinweist und die nach wie vor akut ist. Zum anderen betont HEIMANS (S.52/53) die regional begrenzte Bedeutung der groben Einstufung („rough classification“): „That such classifications made on one environmental factor (e.g. pH, eutrophy) are unsuitable,

also emerges from the fact that the behavior of the species (of desmids, die Autorin) appears to be dependent on regional conditions.“ Zum Beleg führt er Arten an, die im niederländischen Bereich als oligotroph gelten, während sie manchmal in nördlichen Breiten in nährstoffreichen Gewässern nachgewiesen wurden. Ein Beispiel für Widersprüche in der Einstufung gibt der Vergleich für fünf im FHD (F) nachgewiesene Arten mit den Zuordnungen bei MOSS (1973 b, M) und COESEL (1982-1997, C): *Gonatozygon monotaenium* M o, C m bis leicht eu, F o-m bis m; *Closterium acerosum* M eu, C eu, Fo-m bis eu; *Cosmarium botrytis* M eu, C m, F o-m bis m; *Pleurotaenium trabecula* M o, C m bis eu, F m; *Micrasterias americana* M o, C m, F m. Auch der Überblick bei MAUCH (1976, S. 251-262) über die Einstufung von Desmidiaceen durch verschiedene Autoren lässt zum Teil weite Diskrepanzen erkennen. Speziell für *Closterium acerosum*, das lt. RŮŽIČKA (1971) öfter als Zeigerart für eutrophe Gewässer geführt wird, sich aber auch in oligotrophen Gewässern findet, wurde bei den eigenen Untersuchungen eine derartige Trophiebreite sichtbar: Das Taxon erwies sich im FL wie im FHD als eine der Pionierarten in Teichen, die nach den Beurteilungskriterien der chemischen Gewässeranalytik zwischen oligotroph und mesotroph einzuordnen waren und erreichte hier hohe Abundanzwerte. Dieselbe Art fand sich außerhalb der Untersuchungsgebiete in mehreren eutrophen Fischteichen, ebenfalls in hoher Abundanz.

Ein zusätzliches Problem stellt neben der mangelnden Vergleichbarkeit der Trophieangaben im Sinne von HEIMANS (1969) und MOSS (1973 b) die Generalisierung der Werte dar: Wenige Messergebnisse, i.a. aus Wasserproben des Freiwasserbereichs gewonnen, werden auf die von vielen Desmidiaceen-Taxa bevorzugte Benthalthalregion übertragen, die in wesentlich höherem Maße kleinräumige Unterschiede aufzuweisen pflegt (s. Sediment und Kap. 4.2).

Eisengehalt

Als spezifischer Parameter ist in einigen FL-Teichen der Eisengehalt zu betrachten. Die Eisenkonzentration hatte hier bereits wenige Jahre nach der Anlage der Gewässer kritische Werte angenommen, während sie im FHD bislang ohne Bedeutung ist. In letzterem beträgt die Konzentration deutlich unter 0,5 mg/l; soweit Eisen anwesend ist, lässt sich dies nur daran erkennen, dass sich durch die Einlagerung von Eisenverbindungen die Zellwand älterer Zellen/Zellhälften mancher Desmidiaceen-Arten, vor allem verschiedener Taxa von *Closterium* (s. Taf. 4: 7), und ältere Gehäuse von *Arcella*-Arten (Rhizopoda) dunkel verfärben. In einzelnen Teichen ist inzwischen auch ein gehäuftes Auftreten von Eisenindikatoren wie *Trachelomonas*-Arten zu beobachten. Im FL erfolgte bei einem Teil der Teiche eine rasche Zunahme der Eisenkonzentration. Das Ausgangsmaterial ist fein verteilt im Sediment enthalten, wird mittels biologischer wie mineralogischer Vorgänge speziell im Bereich der Torflinsen angereichert und in das Grund- oder Oberflächenwasser freigesetzt, wenn der Sättigungswert überschritten ist (DÖRR 1992). Der Eisengehalt, der sich zunächst neben den für das FHD geschilderten Aspekten nur als mehr oder minder ausgedehnte, schillernde Flecken mit unregelmäßigem Umriss auf der Wasseroberfläche (Eisenoxid) bemerkbar gemacht hatte, trat immer stärker in Form abgelagerter Schichten von Limonit (Eisenhydroxid) zu Tage. Bei drei sehr klein dimensionierten Teichen war schließlich der Gewässergrund nahezu völlig von den Ausfällungen bedeckt. Parallel zur Zunahme der Eisenabsetzungen gingen die Desmidiaceen allmählich zugrunde. Für die übrigen Gewässer galten zum Ende der Untersuchungszeit die Konzentrationen:

18 T nn, 12 T < 0,5 mg/l; 6 T < 1,0 mg/l; 6 T < 1,5 mg/l; 7 T > 1,5 bis 3,1, ansteigend bis 4,4 mg/l.

Temperatur

Der Temperaturverlauf erwies sich als derjenige Umweltparameter, bei dem im Jahresverlauf besonders große Unterschiede selbst zwischen unmittelbar benachbarten Gewässern festzustellen waren. Als Beispiele für die Differenzen zwischen Oberflächenwerten sind zwei summarisch wiedergegebene Messreihen für die Lü-Teiche angeführt, wobei die Einzelteiche Lü 28, Lü 29 und Lü 52 der Gruppe III zugerechnet sind.

Messungen der Oberflächen-Temperatur von Lü 1 – 52:

13.06.1986, 15-17 Uhr: Gruppe I 20,4 – 21,1° C; Gruppe II 13,4 – 23,7° C; Gruppe III 18,4 – 28,5° C; Lufttemperatur 16,9 - 19 ° C

11.09.1989, 12-14 Uhr: Gruppe I bis III 12,0 – 12,9° C; Lufttemperatur 17° C

Damit unterschieden sich die Temperaturwerte des Oberflächenwassers der Teiche bereits zu Beginn der warmen Jahreszeit um bis zu 15,1° C, während sie in der kühlen Jahreszeit mit 0,9° C Unterschied weitgehend angeglichen waren.

Größenordnungen von Temperaturdifferenzen im Jahresverlauf für den einzelnen Teich und zwischen verschiedenen Teichen sind der Tabelle 4 anhand des Beispiels von 10 FL-Teichen zu entnehmen.

Das Maß, in welchem Wärmestrahlung auf die Gewässer einwirken kann, variiert mit dem Verhältnis Volumen zu Oberfläche des Wasserkörpers, Einstrahlungs- und Windexposition, aquatischer Vegetation, Wärmespeicherungsvermögen des Gewässergrundes, Wasserzuführung und Beschattungsgrad durch höhere Ufervegetation als wichtigsten Kriterien. Die Sichttiefe/Trübung des Wassers kann im vorliegenden Fall als unbedeutend vernachlässigt werden. Die direkte Bedeutung der Temperatur für die Desmidiaceen besteht im Einfluss auf deren Stoffwechselintensität als maßgebendem Faktor für die physiologische Zeit dieser Organismen und, vor allem im überoptimalen Toleranzbereich, in zunehmender Schädigung. Eine indirekte Bedeutung hat die Temperatur durch ihren Einfluss auf die Löslichkeit von Stoffen, auf physikalische Wassereigenschaften und auf das Maß der Konvektionsströmungen und der windbedingten Wasserturbulenzen.

Auf den Temperaturfaktor wird ebenso wie auf die Wasserbewegung und den Lichtfaktor in Kapitel 4.2 näher eingegangen.

Tab. 4: Temperaturvergleich in ° C für Hd 24-37, 05.06.1995

Teich	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
Oberfl.	13,0	15,9	16,3	14,2	14,2	13,5	13,1	13,8	14,3	14,3	14,6	13,9	14,4	14,5
20 cm tief	12,2	15,9	16,0	13,4	13,9	12,8	12,8	13,4	14,1	13,6	14,1	13,4	13,9	13,4
Differenz	0,8	0	0,3	0,8	0,3	0,7	0,3	0,4	0,2	0,7	0,5	0,5	0,5	1,1

Sediment

Ein weiterer Faktor, der eine wichtige Rolle bei der Ansiedlung von Desmidiaceen und dem Zustandekommen der Artendiversität spielt, ist der in Gewässern oft kleinräumig variierende Sedimentcharakter, vor allem hinsichtlich des Gehalts an organischem Detritus. ROUND (1957 a, S. 135) betont die Sedimentbindung vieler Arten: „The composition of these (benthic algal, die Autorin) communities varies widely on different sediments taken either from a single lake or from different lakes“. Als wesentlich weist der Autor dabei auf die Unterschiede hin, die hinsichtlich der chemischen Parameterwerte zwischen dem Sediment und dem Wasserkörper vorhanden sein können und entsprechend zu berücksichtigen sind (s. Trophiegrad). COESEL et al. (1976, S. 61) stellen fest: „De Desmidiaceeënflora in deze plassen (de leemputten bij Staverden, die Autorin)

variiert stark mit der Trofiegrad von het water, voor een belangrijk deel bepaald door de aard van de ondergrond (humus- en kalkgehalte).“ SCHARF (1985, S. 598) betont bei seinem Vergleich der Desmidiaceenflora der Eifelmaare: „Die Zusammensetzung der phytobenthischen Zieralgengesellschaft wird somit zu einem erheblichen Teil durch den Sedimentcharakter und nur zu einem geringen Teil durch den Wasserchemismus bestimmt.“ DUTHIE (1965) weist eine vertikal differenzierte Besiedlung der Bodenzone in Abhängigkeit vom Sedimentcharakter (Gehalt an organischer Substanz, Beschaffenheit der mineralischen Komponenten) nach.

Für die kleindimensionierten Gewässer des FL und FHd gelten lokale Unterschiede zwischen fast oder ganz von organischem Material freien und mit Detritus angereicherten Stellen in hohem Maße (s. 4.2).

Zusammenfassung:

1. Die Gewässer des FL wie die des FHd sind als kalkarme bzw. sehr weiche, oligotroph-mesotrophe bis mesotrophe Silikat-Gewässer mit schwach saurem bis neutralem pH-Wert zu charakterisieren.
2. Die Jahresamplituden aller überprüften Parameter lagen innerhalb der für Desmidiaceen bekannten Toleranzgrenzen, überwiegend in günstigen Intensitätsbereichen.
3. Zwischen den einzelnen Teichen bestehen Unterschiede, am stärksten in Hinblick auf den Wärmehaushalt.

4.2 Habitatdiversität der Teiche

Im vorigen Kapitel wurden bereits Sachverhalte bei der Parameterermittlung angesprochen, die den Aussagewert der Messergebnisse relativieren. Entscheidend ist hierbei, dass die gebräuchlichen Messmethoden, die auch bei den eigenen Untersuchungen angewendet wurden, nur geeignet sind, den langfristigen Rahmen der Habitat-Bedingungen zu umreißen, den ein Gewässer Protisten wie den Desmidiaceen bietet. Auch zur Heterogenität der Gewässer untereinander ergeben die Messungen nur Momentaufnahmen, die den diurnalen Ablauf und die sich dabei tatsächlich abspielenden aperiodischen Änderungen nicht berücksichtigen.

Zum anderen stammen die Proben aus dem freien Wasserbereich, während die Desmidiaceen bevorzugt die ufernahen Bodenzonen und die Hydrophytenbereiche besiedeln. Sie sind nach GRIFFITHS und BEHRE überwiegend als terraquatisch und benthoplanktisch bzw. als Metaphyton einzuordnen: GRIFFITHS (1928) unterscheidet terraquatische Gemeinschaften in kleinen Gewässern ohne Pelagial, benthoplanktische im Bereich um submerse Makrophyten und limnoplanktische im Pelagial größerer Gewässer. Für die zweite Gruppe konzipiert BEHRE (1956, S. 232) den Begriff Metaphyton und fasst darunter „die meist einzelligen oder kolonialen Kleinformen zusammen, die, ohne frei zu schweben und ohne festgewachsen zu sein, in den Watten der größeren Algen, zwischen den Blättern der Moose und der Phanerogamen usw. kriechend oder nur passiv beweglich sich umhertreiben (...). Zu ihm zählt die Hauptmenge der Desmidiaceen“. Der Begriff beinhaltet zusätzlich die Tatsache, dass immer wieder ein Teil der Individuen mit Strömungen in das offene Wasser gelangt. Diesen Vorgang betonen auch DUTHIE (1965), der auf Arten mit Vermehrung sowohl auf dem Sediment als auch im Freiwasser hinweist und BROOK (1959). Die Artenspektren der beiden Untersuchungsgebiete (s. Kap. 6) entsprechen diesen Charakterisierungen: Nur vier der nachgewiesenen Taxa sind als Euplankter (Limnoplankter) einzustufen, nämlich *Closterium acutum* var. *variable*, *Staurastrum anatinum*,

St. planctonicum und *St. smithii*, alle aus dem größten FHD-Gewässer und ohne dauerhafte Ansiedlung. Die übrigen finden sich in submersen Pflanzenbeständen und auf ufernahen freien Sedimentstellen. Somit ist nicht sichergestellt, dass die Messwerte tatsächlich auf die Mikrotope der Desmidiaceen übertragbar sind.

Nicht aus den Messungen ableitbar sind die Heterogenität innerhalb des einzelnen Teiches und damit die genaueren Habitatbedingungen der Desmidiaceen. Die Schwierigkeiten, letztere präzise zu erfassen, liegen in der Kleinräumigkeit und Variabilität der Vorkommen: In den zur Diskussion stehenden Teichen besiedeln die Desmidiaceen den Gewässerboden nicht in gleichmäßiger Dispersion, sondern räumlich und zeitlich inhomogen. Sie sind vor allem auf dem Sediment in Ufernähe zu finden und hier aggregativ in mehr oder minder ephemeren, kleinräumigen Patches verteilt. Diese Patches, schon makroskopisch an ihrer Färbung kenntlich, befinden sich bevorzugt in den Vertiefungen zwischen wellenförmigen, zum Uferrand parallel laufenden Sedimentanhäufungen. Sie nehmen eine Breite bis etwa 20 cm bei einer Länge von maximal 2 m ein. Die Sedimentwellen kommen durch Wasserbewegungen zustande, die durch Konvektion und Windeinwirkung bedingt sind. Entsprechend rasch können Umstrukturierungen und Materialverlagerungen erfolgen, besonders bei hoher Einstrahlung. Hierbei wirken auch lokal begrenzte, aber angesichts der Dimensionen von Desmidiaceen effektive Materialaufwirbelungen vom Boden und im Bereich der submersen Vegetation durch Tiere mit, vor allem durch die in der Mehrzahl der FL- und FHD-Teiche häufigen Libellenlarven, Schwimmkäfer und Wasserwanzen samt ihren Larven, durch Amphibien oder die Füße und Schnäbel von Nahrung suchenden Wasservögeln. Weiterhin lässt sich beobachten, dass eine starke Erwärmung des Teichbodens zum Aufdriften von Stücken des Algenbelags führen kann, wodurch Siedlungslücken gerissen werden.

Nach AMBÜHL (1959) sind die Strömungsvorgänge turbulent und finden ständig statt (bei genügend großen Temperaturunterschieden zwischen Luft und Wasser). Hieraus erklären sich die bodengestaltende Wirkung und kontinuierliche Umschichtung. Hinter den Boden-erhebungen, also in den Vertiefungen, bestehen nach demselben Autor Totwasserräume. Sie begünstigen die Ansiedlung mikroskopisch kleiner Organismen wie der Desmidiaceen und die Ablagerung von Detritus. An Totwasserräumen nennt AMBÜHL weiterhin Moos- und Algenbüschel; entsprechend sind auch die Bereiche im Bestandesinneren von submersen Kormophyten und Algenwatten als solche zu betrachten.

Ein weiterer, in der bevorzugten Siedlungsregion der Desmidiaceen oft sehr kurzfristig variierender physikalischer Faktor ist die Lichtmenge und damit die photosynthetisch aktive Strahlung, welche die Desmidiaceen erreicht. Ihr Maß wird durch beschattenden Pflanzenwuchs in der Umgebung der Teiche (Helophyten, Strauch- und Baumwuchs) bzw. zusätzlich durch die Dichte des Hydrophytenbestandes bestimmt.

Damit sind die entscheidenden Sachverhalte angesprochen: Bezogen auf die untersuchten Gewässer erhebt sich die Frage nach räumlicher und zeitlicher Heterogenität valenter chemischer und physikalischer Umweltparameter. Sie soll mit einer Datenauswahl (Tabelle 5) aus einer Messreihe für die fünf Teiche Hd 24, Hd 25, Hd 26, Hd 28 und Hd 34 (s. Abb. 2) belegt werden. Die Messungen wurden im Rahmen einer noch laufenden Untersuchung zu Patchdynamik und Überdauerungsstrategien von Desmidiaceen durchgeführt. Pro Teich wurden am 14. 06. 2005 vier, bei Hd 25 drei Probestellen, im Abstand von 1 bis 1,5 m an Orten festgelegt, an denen bis wenige Tage zuvor reicher Desmidiaceen-Besatz nachgewiesen worden war. Gemessen wurde jeweils dicht unter der Wasseroberfläche (oben) und ca. 20 cm tief unmittelbar über dem Sediment (unten), letzteres sowohl in vegetationsfreien Bereichen als auch in solchen mit Hydrophyten. An einigen dieser Stellen hatte sich

eine Woche später, am 21. 06., der Wasserstand so weit erniedrigt, dass nur noch eine Messung (unter der Rubrik oben eingetragen) möglich war. Die Leitfähigkeit wurde etwa 5 cm über dem Boden ermittelt, die Helligkeit 20 cm über der Wasseroberfläche. Eine Helligkeits-Messung in den Hydrophytenbeständen war nicht möglich.

Tab. 5: Habitatdiversität

Datum	Temp. °C		pH		Leitföh. µS/sec	Sauerstoff %		Hellig. %
	oben	unten	oben	unten		oben	unten	
Hd 24								
14.06.05	9,5	8,2	8,59	8,61	55,7	170	138	10,3
	8,9	8,7	7,9	8,2	56	100	120	100
	9,2	8,6	7,4	7,44	55,8	85	88	14,7
21.06.05	8,7	8,6	7,47	7,45	55,7	83	86	100
	16,6	15,3	7,37	7,47	57,7	87	80	100
	17,3	15,8	7,41	7,4	57	88	72	50,8
	16,3	15,7	7,45	7,34	57,8	111	93	68,3
	17	15,8	7,45	7,35	57,7	92	93	72,2
Hd 25								
14.06.05	12,7		7,44		31,4	77		27,3
	16,5		6,03		60	77		93,9
21.06.05	14,8		5,98		32,4	97		100
	24,9		6,55		53,5	8		72,8
	27,6		6,3		137,5	23		100
Hd 26								
14.06.05	12,6	12,1	6,5	6,56	51,1	78	70	20
	14,1	14	6,78	6,81	47,7	95	85	60,3
	13,1	12,6	6,89	6,75	51,8	85	82	83,6
	14,5	13,5	6,73	6,6	54,8	71	55	100
21.06.05	22,1	20,3	6,79	6,98	49,3	85	80	73
	22,4	20	7,07	7,98	50,8	82	66	100
	22,5	20	7,17	7,12	50,7	65	62	100
	22,3	21,5	7,5	6,98	69,6	66	53	100

Hd 28								
14.06.05	12,8	11,6	7,32	6,8	68,2	81	70	17,9
	11,9	11,1	6,98	6,91	69,1	81	80	62,8
	13	11,9	6,79	6,58	69	68	75	78,2
	13,3	11,7	6,86	6,75	68,6	74	53	100
21.06.05	20,3	18,6	7,21	7,18	68,4	76	78	9,4
	19,4	17,7	7,31	7,29	70,5	93	89	79,2
	20,2	17,7	7,27	7,23	68,3	89	75	100
	20,1	18,1	7,36	7,33	69,5	91	47	100
Hd 34								
14.06.05	19,9	18,3	6,86	6,22	40,7	118	110	100
	18,7	18,1	6,7	6,49	42,5	117	51	98,8
	19,1	17,7	6,87	6,33	39,1	110	64	85,7
	17,6	18,7	6,78	6,26	40,2	167	44	83,3
21.06.05	26,3	24,6	6,9	6,85	45,1	80	54	100
	27,2	24,1	6,81	6,99	43,8	80	50	100
	29	26	7	6,93	39,8	88	48	100

Vergleichswerte der Lufttemperatur während der Messungen: 14. 06. 05 16-17 °C, 21. 06. 05 27-29 °C, Zeitintervall jeweils 11-13 Uhr, leicht bewölkt bis sonniges Wetter.

Die Daten sollen an dieser Stelle nur stichwortartig unter dem Gesichtspunkt der Individualität der Teiche und der teichinternen Heterogenität interpretiert werden. Den Aussagen liegen z. T. weitere, hier nicht aufgeführte Messdaten zugrunde.

Temperatur: Bei allen Teichen sind deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen zu verzeichnen. Sie betragen für die Oberflächenmessungen zwischen 0,9 und 2,7 °C, während die Differenz zwischen den Bodenergebnissen mit 0,5 bis 1,9 °C etwas geringer ausfällt. Ein Vergleich der Oberflächenwerte mit denen am Boden derselben Probestelle ergibt Differenzen zwischen 0,1 bis 3,1 °C, wobei die Werte bis auf eine Ausnahme an den 20 cm tief gelegenen Probestellen gegenüber denen der Oberfläche abfallen: An Probestelle 4 von Hd 34 übertrifft am 14. die Bodentemperatur die der Oberfläche, eine Erscheinung, die in den folgenden Wochen noch mehrmals ausgeprägt war. Der Grund liegt in starker Wärmespeicherung des Torfuntergrundes dieses Gewässers, der im Probenbereich nicht von Hydrophyten beschattet ist.

Verglichen mit der Lufttemperatur erweist sich Hd 24 als am wenigsten beeinflusst. Er wird bis auf Trockenperioden mit extrem niedrigem Wasserstand von einem Abzweig des Hundsreller Baches durchströmt und hat ganzjährig eine geringere Temperaturamplitude als die übrigen Teiche.

In Hd 28, am Fuß einer Böschung gelegen, mehr als einen Meter tief und als einziger von NW bis SW von Bäumen beschattet, steigt die Temperatur in Wärmeperioden nur langsam. Hd 34 ist ein sich besonders schnell erwärmendes und gut wärmespeicherndes Gewässer des Hd-Gebietes im Zwischenmoor-Bereich, das außer durch ein Weidenpolycormon und (stellenweise) Helophyten nicht beschattet wird.

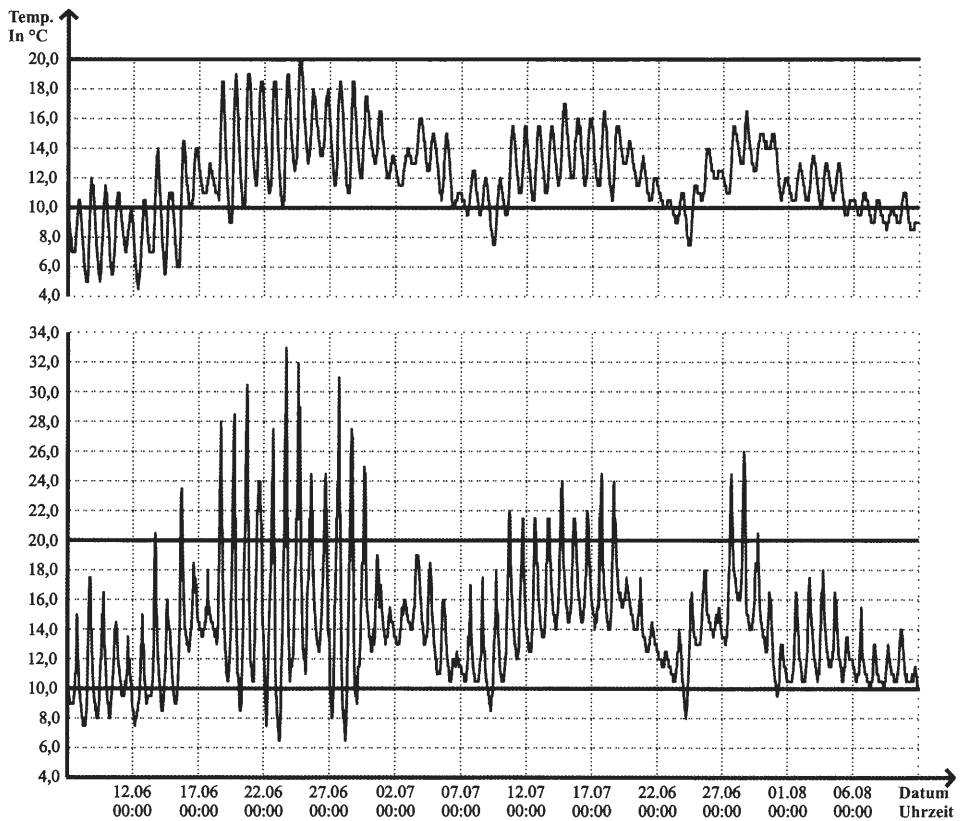


Abb. 3: Diurnaler Temperaturverlauf in zwei Teichen

Zu einer Fehlinterpretation können die wenigen Daten für den flachen Hd 25 führen. Dies verdeutlicht Abbildung 3, aus der zugleich ausgesprochen rasche diurnale Temperaturänderungen abzulesen sind, wie sie für die zur Diskussion stehenden Untersuchungsgebiete charakteristisch sind. Die Ergebnisse wurden bei einer vergleichenden Temperaturmessung in Hd 25 und Hd 26 aufgezeichnet, die für einen längeren Zeitabschnitt mit Data-Loggern durchgeführt wurde. Das Messgerät war in beiden Fällen an einer gut 20 cm tiefen Stelle zwischen mäßig dicht stehender *Juncus bulbosus* angebracht. Die senkrechten Linien über der Datumsangabe kennzeichnen jeweils die Uhrzeit 00:00:00. Die Messungen erfolgten im Stunden-Abstand.

Demnach spielten sich in dem flachen Messbereich in Hd 26 mit Temperaturen von 6,5 bis 33 °C weitaus größere Schwankungen ab als in Hd 25 mit Werten zwischen 4,5 und 20 °C. Die maximale Differenz von 26,5 °C wurde in Hd 26 sogar innerhalb von 11 Stunden erreicht, nämlich lt. der Datenaufzeichnung im Zeitraum vom 23.06. 6 Uhr bis zum 24.06. 17 Uhr. Während dieser Zeitspanne stieg die Temperatur an der Hd 25-Messstelle nur um 7,5 °C von 11 auf 18,5 °C. Der Grund für die langfristig geringeren Temperaturschwankungen in Hd 25: Dieser Teich liegt am Fuß eines Hanges mit Quellaustritt. Die Existenz einer Quelle ist nur anhand der Vernässung und Phanerogamenvegetation einer kleinen Senke im mittleren Hangabschnitt erkennbar. Von hier sickert das Wasser geschützt gegen Erwärmung durch den Boden zu Hd 25, den es speist.

Sauerstoff: Außer unmittelbar vor dem Trockenfallen (Hd 25 und Hd 34, 21.06.) werden keine kritischen Konzentrationen erreicht. Die Daten sind angeführt als Interpretationshilfen für die pH-Änderungen bei Messstelle 1 und 2 von Hd 24 am 14.06: In dem nährstoffarmen Hd 24 hat gesteigerte Photosynthese-Aktivität der Hydrophyten, kenntlich an dem Sauerstoffüberschuss, zu einer deutlichen pH- Erhöhung geführt. Umgekehrt ist aus den Werten von Hd 34 von demselben Datum an allen vier Stellen abzulesen, dass am Boden Abbauvorgänge dominieren, die eine pH-Erniedrigung bewirken.

pH: Der pH-Wert stellt wie die Temperatur einen kleinräumig und kurzfristig stark schwankenden Faktor dar. Für die nahe der Oberfläche gelegenen Messstellen sind Unterschiede zwischen 0,15 und 1,46, für die tiefer gelegenen Stellen zwischen 0,09 und 1,17 zu verzeichnen. Zwischen oben und unten variieren die Werte von übereinstimmend (ein Unterschied von 0,01 oder 0,02 kann nicht als genügend gesichert angesehen werden) bis zu 0,64. Die wichtigsten Gründe für das Auftreten von Spitzenwerten wurden bereits genannt. Hinzu kommen die Einwirkungen von Verdunstung bzw. Niederschlägen. Anthropogene Einflüsse, z.B. durch Düngung umliegender Partien, bestehen nicht.

Helligkeit: Die gemessenen Lux-Werte sind zu Vergleichszwecken in % des Freiland-Helligkeitwertes umgerechnet. Aus der Tabelle geht große Variabilität hervor, die jedoch nur über die Berechnung des Lichtgenusses der einzelnen Stelle pro Tag und Vegetationsperiode zu weitergehenden Aussagen berechtigen würde. In der vorliegenden Form belegen die Daten ausschließlich, dass kleinräumige, mit der Einstrahlungsrichtung, also im Tagesverlauf, sich ändernde Unterschiede bestehen, die gleichzeitig auch für die Wärmeeinstrahlung gelten.

Zusammenfassung:

1. Die mechanische Wirkung von Strömungen lässt in der ufernahen, nicht von höheren Pflanzen bewachsenen Region der Teiche Sedimentstrukturen entstehen, die zusammen mit den Hydrophyten-Beständen bevorzugte Siedlungsbereiche von Desmidiaceen in Form von Patches sind.
2. In Patcharealen durchgeführte Parameter-Messungen ergaben für jeden Teich eine individuelle, kleinräumige, diurnale Inhomogenität, die sowohl horizontal als auch vertikal ausgeprägt war.
3. Die ständigen Fluktuationen aller Parameter verleihen ebenso wie das häufige aperiodische Auftreten von mechanischen Störungen durch Strömungen und durch Tiere den Habitat-Bereichen des Einzelteiches einen ephemeren Charakter.
4. Die für die einzelnen Teiche unterschiedlichen chemischen und physikalischen Faktorenamplituden und Schwankungsabläufe machen die Gewässer zu individuellen multidimensionalen Habitatsystemen.

5 Artenliste und taxonomische Anmerkungen

In der folgenden Übersicht sind die in den beiden Gebieten nachgewiesenen Taxa aufgelistet und, soweit erforderlich, unter taxonomischen Gesichtspunkten beschrieben. Für diejenigen Arten, die beständige Populationen gebildet haben, sind Messdaten der vegetativen Zellen und gegebenenfalls spezielle Beobachtungen hinzu gefügt. Wenn die Dimensionen eines Taxons in den Gewässern der beiden Feuchtgebiete annähernd übereinstimmten und innerhalb der in der Referenzliteratur angegebenen Abmessungsgrenzen lagen, ist ohne Kommentar eine Messserie mit Nennung des Gebietes angeführt, aus dem die Population stammt. Waren signifikante Größenunterschiede zwischen Populationen zu verzeichnen, werden

die Daten der Extrempopulationen bzw. die Messwerte mehrerer in den Dimensionen deutlich unterschiedlicher Populationen angegeben und, falls erforderlich, mit den Daten der Referenzliteratur verglichen. In einigen Fällen sind mit den Messergebnissen oder sonstigen Beobachtungen taxonomische Fragen verbunden. Darauf wird hingewiesen, sie werden aber nicht weitergehend diskutiert. Soweit die Abmessungen Rückschlüsse auf Taxonomie oder Existenzbedingungen zulassen, sind auch Daten von Taxa berücksichtigt, die nur kurzfristig und in geringer Individuenzahl aufgetreten sind, d.h. von Arten, die im zweiten Untersuchungszeitraum nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Ansonsten werden für solche Taxa nur Vorkommen und Fundtermin angegeben. Auch bei sehr klein dimensionierten Arten, selbst wenn sie in größerer Abundanz vertreten waren, wurde auf Messungen verzichtet, da der zu erwartende technisch wie subjektiv bedingte Messfehler zu groß erschien.

Die Bestimmung erfolgte nach W. & G.S. WEST (1904-1912), KRIEGER & GERLOFF (1937), FÖRSTER (1970, 1982), RŮŽIČKA (1977, 1981) und COESEL (1982, 1983, 1985, 1991, 1994, 1997). Die Nomenklatur richtet sich nach den zwei letztgenannten Autoren. Ausnahmen sind angegeben.

Die Gattungen sind nach der Abfolge in COESEL angeordnet, die Taxa innerhalb der Gattungen in alphabetischer Ordnung aufgeführt.

Abkürzungen für die Messdaten sind wie folgt verwendet:

A = Apexbreite, BW = Basalwellenbreite, D = Zelldicke, Dim = Länge x Breite, I = Isthmusbreite, LF/S = Länge der Fortsätze/Stacheln, n = Anzahl der gemessenen Exemplare, o/mF/S = ohne/mit Fortsätzen/Stacheln, Q = Verhältnis Länge : Breite.

Nach Möglichkeit stammen die Daten einer Messreihe von Individuen aus einer Probe. Gemessen wurden nur lebende Zellen ohne Anomalien und ohne erkennbare Teilungszeichen. Individuenwerte, die außerhalb einer ansonsten kontinuierlichen Messwertreihe liegen, sind in Klammern gesetzt.

Nachgewiesene Taxa

Spirotaenia alpina Schmidle

Taf. 1: 10

Dim 56-82,7 x 10,7-13,3 μm ; Q 4,2 – 7,5; n = 15 (FHd)

Determination nach KRIEGER 1937, S. 179, Taf. 1: 3. Das Taxon war in zwei Hd-Teichen regelmäßig in geringer Anzahl nachzuweisen. Bei der Abbildung ist die im Originalfoto sehr schwach kontrastierte Zellwand nachgezeichnet, die Gallerthülle weggelassen. Die Zelle befindet sich im Teilungsbeginn.

Spirotaenia condensata Bréb.

Taf. 1: 7

Dim 117,3-309,4 x 22,7-29,3 μm ; Q 4,4-12,21; n = 100 (FHd)

Im FL traten nur 1992 wenige Exemplare in zwei Teichen auf, im FHd ausdauernde Populationen. Die Species neigte zu Modifikabilität: Leicht gebogene und ungewöhnlich breite Exemplare waren nicht selten.

Spirotaenia minuta Thur. var. *obtusa* Lütkem.

Taf. 1: 9

Dim 18,7-34,7 x 5,1-6,7 μm ; Q 3,5-6,5; n = 50 (FHd)

Die kleinste *Spirotaenia*-Art erreichte in den drei besiedelten Hd-Teichen jährliche Populationsmaxima, während derer ganze Gruppen von Individuen zu finden waren, die meist an der Gallerte der häufigen Cyanobakterie *Microcystis flos-aquae* haften.

Spirotaenia obscura Ralfs

Taf. 1: 8

Dim 104-184 x 24-29,3 µm; Q 3,9-7,33; n = 50 (FHd)

Mesotaenium chlamydosporum

Taf. 1: 1,2

Dim 18,1-32 x 9,6-12; Q 1,75-3,16; n = 50 (FHd)

Atmophytisch in *Sphagnum*-Beständen am Rand von Hd 1.

Mesotaenium degreyi Turn.

Taf. 1: 3

Einzelfund 2003 (FHd)

Mesotaenium endlicherianum Nägeli

Taf. 1: 4

Einzelfund 2003 (FHd)

Mesotaenium macrococcum (Kütz. ex Braun) R. Roy & Bisset

Taf. 1: 5,6

Dim 13,3-34,7 x 10,7-13,9 µm; Q 1,19-2,6; n = 100 (FHd)

Eine Unterteilung in var. *macrococcum* und var. *micrococcum*, wie in KRIEGER (1937) vorgenommen, erschien nicht gerechtfertigt, da in den meist individuenreichen Ansammlungen zumindest in Hinblick auf die Zelllänge alle Größenordnungen nebeneinander vorhanden waren, die KRIEGER getrennt für die var. *macrococcum* (22-38 x 11-20 µm) und die var. *micrococcum* (10-26 x 5-14 µm) angibt. Vertreter dieser atmophytischen Art waren nicht nur an *Sphagnum*-Beständen unmittelbar an Teichrändern zu finden, sondern auch in so großer Menge an Moosen, die in schattigen Helokrenenbereichen des Gebietes wuchsen, dass kleinwüchsige Moosarten oft völlig von Klumpen der Hüllgallerte der Alge überzogen waren. Während in der Teichumgebung die o.g. Größenordnungen zu finden waren, traten an den übrigen Standorten in manchen Fällen Formen auf, welche in den Abmessungsgrenzen einheitlicher der var. *micrococcum* entsprachen. Wegen dieser Variabilität sind alle Formen als Ökomorphae gewertet.

Roya obtusa (Bréb.) W. & G.S. West var. *montana* West & G.S. West

Taf. 1: 11

Pop. I: Dim 42,1-74,7 x 5,9-8 µm; Q 6,3-11,2; n = 5 (Zellen absterbend oder tot) (FL)

Pop. II-V: Dim 70,7-141,4 x 6,1-8 µm; Q 9,6-23; n = 28 (FL)

Pop. VI: Dim 56-165,4 x 5,3-7,5 µm; Q 7,5-28; n = 50 (FHd)

Determination nach W. & G.S. WEST 1904, S. 108 und Taf. X: 28,29 und FÖRSTER 1970, S. 275, Taf. 1: 6-9. Die Messwerte für die Populationen II-VI entsprechen den Daten von FÖRSTER, der ebenfalls eine größere Länge feststellte als in älterer Literatur angegeben wird.

Cylindrocystis brebissonii (Ralfs) de Bary var. *brebissonii*

Taf. 1: 13

Dim 37,3-73,3 x 16-18,7 µm; Q 2,15-3,9; n = 50 (FL)

In der Länge sehr variabel; längstes Exemplar außerhalb der Messserie: 130,7 x 18,7 µm (normale Morphologie, keine Teilungsanomalie).

Cylindrocystis brebissonii (Ralfs) de Bary var. *minor* W. & G.S. West

Taf. 1: 12

Dim 13,6-53,3 x 6,7-14,7 µm; Q 1,4-5,5; n = 100 (FL)

Determination nach KRIEGER 1937, S. 209, Taf. 6: 8,9. Die Varietäten wurden abgegrenzt, weil in Teichen beider Gebiete beständige Populationen ohne Breitenübergänge gefunden wurden.

Netrium digitus (Bréb.) Itzigs. & Rothe var. *digitus*

Taf. 4: 12 a-d

Dim 170,7-256 x 50,7-59,1 μm ; Q 3,2-5,1; n = 50 (FL)

Dim 176 – 234,7 x 66,7-72 μm ; Q 2,64-3,27; n = 50 (FHd)

Die Abmessungen der in den Dimensionen lt. Referenzliteratur sehr variablen Art entsprechen einer mittleren Länge, wobei jedoch die beiden Populationen in der Breite wie in der Zellkontur deutliche Unterschiede aufwiesen. Auch innerhalb einzelner Populationen waren des Öfteren stark unterschiedliche Zellformen oder Chloroplastendifferenzierungen zu beobachten, wie in den vier Abbildungen gezeigt ist. Nr. 12 a nimmt nach den Beschreibungen in FÖRSTER (1982) eine Mittelstellung zwischen var. *digitus* und var. *lamellosum* (Bréb. ex Kütz.) Grönbl. ein; diese Form dominierte das Erscheinungsbild aller Populationen mit einer Ausnahme: In einem Hd-Teich waren in einer Probe nur wenige Exemplare enthalten, diese aber alle vom Aussehen der Nr 12 b. Sie entspricht nach KRIEGER (1933) der Varietät *latum* Hustedt. Formen wie Nr. 12 c und d waren mehrfach in Populationen vertreten. Ebenfalls nach KRIEGER besitzt Nr. 12 c den Umriss der var. *rhomboideus* Grönblad und Nr. 12 d (Teilungsstadium) die Chloroplastenform der var. *naegelii* (Bréb.) Willi Krieg.. Somit stellt sich die Frage nach der Berechtigung der Unterteilung in diese Varietäten.

Gonatozygon brebissonii de Bary var. *brebissonii*

Taf. 1: 14

Dim 67,2-155,5 x 4,8-6,7 μm ; Q 10,8-29,2; A 3,2-4,8 μm ; n = 100 (FL)

Gonatozygon brebissonii de Bary var. *kjellmanii* (Wille) Racib.

Taf. 1: 15

Dim 42,7-117,3 x 7,7-10,7 μm ; Q 4-14,7; n = 38 (FL)

Die systematische Stellung von var. *brebissonii* und var. *kjellmanii* wird unterschiedlich beurteilt. Nach RŮŽIČKA (1977) handelt es sich bei var. *kjellmanii* um eine sicher abgegrenzte Varietät, nicht aber nach Meinung von FÖRSTER (1982). Letzterer klassifiziert derartige Zellen als nicht vollständig ausdifferenzierte Individuen oder Lokal-Morphae von var. *brebissonii*.

Diese Meinungsverschiedenheit kann nicht definitiv geklärt werden, weil es nicht möglich war, die Modifikabilitätsbreite der Zellen in Kultur zu untersuchen. Die eigenen Beobachtungen unterstützen aber die Meinung von RŮŽIČKA: In zwei Teichen kamen beide Varietäten nebeneinander vor. Für beide Fälle galt, dass sich zwar die Längenabmessungen der Individuen weitgehend überlappten (s. obige Messreihen aus einem dieser Teiche), nicht aber die Breitenabmessungen. Weiterhin war die Zellwandstruktur deutlich unterschiedlich, nämlich granuliert bei var. *brebissonii* und glatt bei var. *kjellmanii*. Drittens war keine nennenswerte Missbildungsrate festzustellen.

Gonatozygon kinahanii (W. Archer) Rabenh. var. *kinahanii*

Taf. 1: 16, 17

Dim 200-514,7 x 10,7-14,7 μm ; Q 15-45,71; n = 50 (FHd)

Nach SKUJA (1928) ist die Basalzelle mit einem Gallertfuß am Grundsubstrat befestigt (s. auch RŮŽIČKA 1977, S. 45, Taf. 1: 4). Diese Differenzierung ließ sich gut beobachten, als in einem fast trocken gefallenem Teich nach einer Wasserstandserhöhung durch Niederschläge ein starkes Algen-Wachstum begann. Zu diesem Zeitpunkt waren zahlreiche, noch aus einer Zelle bestehende Exemplare von *G. kinahanii* mit charakteristisch gestalteter

Zellbasis (Taf. 1: 17) in den Proben enthalten; die Befestigungsgallerte blieb stets am Substrat zurück.

Gonatozygon monotaenium de Bary var. *monotaenium*

Taf. 1: 18

Dim 101,3-228 x 8-10,7 μm ; Q 9,5-27,7; n = 50 (FL)

Dim 122,7-373,4 x 8-10,4 μm ; Q 16-36,8; n = 50 (FHd)

In je einem Teich der beiden Gebiete kam es einmal zur Massenvermehrung mit Zygosporienbildung. Während dieser Phase waren viele lange Ketten aus ca. 20-40 Individuen zu finden. Die längste bestand aus 53 Individuen.

Penium cylindrus (Ehrenb.) ex Bréb. var. *cylindrus*

Taf. 1: 19

Dim 29,3-53,3 x 12,8-16 μm ; Q 2-4; n = 100 (FL)

Penium margaritaceum (Ehrenb.) ex Bréb. var. *margaritaceum*

Taf. 1: 20

Pop. I: Dim 58,7-157,4 x 18,7-26,7 μm ; Q 3-7,4; n = 33 (FL)

Pop. II: Dim 82,7-269,4 x 21,3-26 μm ; Q 3,4-10,8; n = 50 (FHd)

Die Populationen in den Teichen des FL wiesen deutlich geringere Abmessungen auf.

Penium silvae-nigrae Raban. var. *parallelum* Willi Krieg.

Taf. 1: 21

Dim 48-56 x 24-29,3 μm ; Q 1,82-2,22; n = 10 (FHd)

Das Taxon wurde 2004 zusammen mit *Actinotaenium gelidum* semiatmophytisch in einem quelligen, schattigen und kühlen Bereich des FHd in wasserreichen Moospolstern gefunden. In den Teichen des Gebietes konnte es bislang nicht nachgewiesen werden. Die Exemplare sind kleinwüchsig (s. auch *Mesotaenium macrococcum*).

Penium spirostriolatum J. Barker var. *spirostriolatum*

Taf. 1: <2

Dim 88-229,4 x 21,3-28 μm ; Q 3,4-9,6; n = 50 (FL)

Closterium abruptum W. West var. *abruptum*

Taf. 1: 38

Dim 144-269,4(-293,4) x 12,8-16 μm ; Q 12,8-20,2(-22); n = 50 (FL)

Nach RŮŽIČKA (1977, S. 223) steht nicht fest, ob *Cl. abruptum* eine eigene Art darstellt oder als Synonym von *Cl. nilssonii* aufzufassen ist. Übereinstimmend mit den Angaben von SCHARF (1983) und HANDKE & KIES (1990) waren in allen eigenen Funden Individuen mit gestreiften Zellwänden vorhanden. Besonders die Wände älterer Zellen/Semizellen, die mit Eisenverbindungen imprägniert waren, ließen die Streifung deutlich erkennen, während die Wände junger Zellen/Semizellen oft glatt erschienen. Gürtelbänder waren regelmäßig vorhanden und die Zygosporien (Bildung in 2 Populationen) stimmten mit der Zeichnung von W. & G. S. WEST (1904, Taf. XX: 10) überein. Aufgrund dieser Merkmalskombinationen entfällt der einzige Unterschied zwischen *Cl. abruptum* und *Cl. nilssonii*, die glatte Zellwand. Daher werden die beiden Bezeichnungen als Synonyme gewertet und die Funde wie bei den zuvor genannten Autoren der Species *abruptum* (älteres Epitheton, RŮŽIČKA 1977) zugeordnet.

Closterium acerosum (Schröt.) Ehrenb. ex Ralfs var. *acerosum*

Taf. 2: 2

Dim 391-637,5(-816) x 29,3-37,3(-42,7) μm ; Q 11,5-19,1(-21,9); A 4,8-5,6 μm ; n = 50 (FL)

Längstes, sehr schmales Exemplar mit normaler Morphologie: Dim 834,5 x 29,3 µm; Q 28,5; pro Chloroplast 28 bzw. 33 Pyrenoide.

Bei allen Populationen war die Apexregion überwiegend gleichmäßig oder fast gleichmäßig verjüngt, selten an der Außenseite etwas ausgehöhlt und dadurch nach außen gebogen.

Closterium acutum Bréb. var. *acutum*

Taf. 1: 39

Pop. I: Dim 109,3-152 x 4-5,3 µm; Q 22-38; n = 50 (FL)

Pop. II: Dim 93,3-154,7 x 4-5,3 µm; 17,5-29; n = 50 (FL)

Eine sichere Zuordnung zu var. *acutum* oder var. *linea* war weder von den Abmessungen noch von der Zellform her möglich. Ersteres kommt in den obigen Messreihen zum Ausdruck, für letzteres gilt, dass das Aussehen der Angehörigen derselben Population im Jahresverlauf deutlichen Modifikationen von überwiegend fast gerade bis überwiegend leicht gebogen unterlag. Dies kann im Zusammenhang mit den Ergebnissen von RŮŽIČKA (1971) gesehen werden, der nachwies, dass die Lebensbedingungen die Zelldimensionen und morphologische Differenzierung von Desmidiaceen deutlich beeinflussen können. Deshalb werden die Populationen im FL und FHd der var. *acutum* zugeordnet und die unterschiedlichen Zellformen als Ökomorphae gewertet.

Closterium acutum Bréb. var. *variabile* (Lemmerm.) Willi Krieg.

Taf. 1: 33

Dim 93,3-168 x 2,7-5,3 µm; Q 24-51,7; n = 38 (in einem Präparat enthalten, FHd)

Es handelte sich um sehr schlanke Individuen, deren Konturen überwiegend den Zeichnungen in RŮŽIČKA (1977, Taf. 6: 32, 33, 35) entsprachen. Etliche Exemplare (nicht bei der Messung berücksichtigt) waren noch stärker bogenförmig eingekrümmt oder über die sigmoide Form hinaus schraubenförmig gedreht. Die Messwerte geben nicht die tatsächliche Länge wieder, sondern nur die Abstände zwischen den Apices. Je nach Form sind die Zellen um 19 bis 43 % länger als der Messwert angibt. Somit ist auch das Verhältnis Länge : Breite deutlich zu gering.

Auffällig war die Gruppenbildung der Zellen in der Anordnung, wie in RŮŽIČKA (1977, Taf. 7: 7) für *Cl. idiosporum* gezeichnet: Eine Auszählung von zwei Präparaten ergab 93 x eine Einzelzelle sowie Gruppen mit 6 x 2, 5 x 3, 4 x 4 und 1 x 5 Zellen (letztere Gruppe s. Abb.).

Das in dem Fischteich Hd 9 erstmals 2002 gefundene Taxon war nicht mehr nachzuweisen, nachdem das Gewässer 2003 mehrere Wochen trockengelegt war. Im FL existierte eine Population in einem großen Fischteich in unmittelbarer Nachbarschaft des Gebietes. Bei den Varietäten von *Cl. acutum* stellt sich die grundsätzliche Frage, inwieweit die Unterschiede in Dimension und Form genetisch fixierte Merkmale sind. Die Fundorttrennung, wie sie z.B. in SCHARF (1985) betont ist, könnte auf Anpassungsunterschiede hinweisen. Vergleichbare Gestaltsabänderungen wurden in den Anfangsjahren in einigen Teichen des FL bei *Cl. idiosporum* beobachtet, von dem sich im Freiwasser außergewöhnlich lange, stark gekrümmte Zellen fanden.

Closterium angustatum Kütz. ex Ralfs var. *angustatum*

Taf. 2: 9-11

Dim 298,7-562,7 x 24-26,7 µm; Q 12,4-22,2; n = 50 (FHd)

RŮŽIČKA (1977, S. 226/227) betont die Variabilität der Skulptur bei diesem Taxon. Danach können bei einzelnen Exemplaren einer Population die rippenartigen Streifen über die ganze Zelllänge oder beschränkt auf Zellsegmente in wellenförmiger Unterteilung auftreten. Diese Beschreibung trifft auf die eigenen Befunde zu, wie in den drei Abbildungen dargestellt ist. Die Abb. 11 entspricht dabei der Zelle mit wellenförmiger Skulptur vor allem im Mittelteil, die in KRIEGER (1937, Taf. 35: 5) als *Cl. angustatum* var. *börgesenii* abgebil-

det ist, während in RŮŽIČKA (1973, Taf. 3: 4) unter dem Synonym var. *sculptum* (Racib.) comb. nova ein Individuum mit warzenartigen Verdickungen bis nahe an die Apexregionen wiedergegeben ist. In den eigenen Funden waren in geringer Anzahl derartige Zellen erhalten (Abb. 10). Eine Abgrenzung als var. *sculptum* erscheint nicht gerechtfertigt, sondern nur eine Wertung als Ökomorpha, wie sie auch bei SCHARF (1985) vorgenommen wird.

Closterium attenuatum Ralfs var. *attenuatum*

Taf. 2: 3, 4 a-f

Dim: 483-617,7 x 39,4-39,7 µm; Q 12,25-15,7; A 5,6-6,4 µm; n = 100 (FL)

Die Zellbreite stimmte in allen Teichen weitgehend überein, die Individuen der gemessenen Population wiesen sogar fast übereinstimmende Breite auf. Die Form der Apices war jedoch sehr variabel, oft unterschieden sich sogar die Apices einer Zelle. Dies gilt auch für die Populationen im Hundsdrellgebiet. Sechs Apex-Versionen sind in den Abbildungen dargestellt.

Closterium baillyanum (Bréb.) Bréb. var. *baillyanum*

Taf. 2: 1

Dim 441,6-578,2 x 42,7-48 µm; Q 10,3-12; n = 50 (FHd)

Closterium calosporum Witttr. var. *calosporum*

Taf. 1: 32

Dim 80-112 x 7,5-11,2 µm; Q 8,6-14; n = 15 (FHd)

Closterium closterioides (Ralfs) A. Louis & Peeters var. *intermedium* (R.Roy & Bisset)

RŮŽIČKA

Taf. 1: 23

Dim 65,3-92 x 16-17,9 µm; Q 4,1-5,8; n = 21 (FL)

Den Dimensionen nach könnten die Zellen evt. noch zu *Cl. navicula* (oberer Größenbereich) gehören. Die Chloroplasten der Semizellen wiesen aber bei fast allen Individuen eine deutliche Querunterteilung auf, eine Differenzierung, die nur für *Cl. closterioides* beschrieben ist. Die geringe Größe dürfte daher auf eine Mangelmodifikation des letzteren Taxons hindeuten, zumal sich die individuenarme Population, von der die Messungen stammen, nur von Mai bis August 1990 halten konnte. Wenige Exemplare wurden in Proben vom 03.05.1990 in zwei weiteren Teichen gefunden.

Closterium cornu Ehrenb. ex Ralfs var. *cornu*

Taf. 1: 26

Dim 72-124 x 8-10 µm; Q 9-12,9; n = 30 (FL)

Closterium cornu Ehrenb. ex Ralfs var. *upsaliense* Nordst.

Taf. 1: 27

Dim 48-77,3-(85,3) x (4,8)-5,3-5,6 µm; Q 8,6-14,5-(17,8); A ca. 1,8-1,9 µm; n = 50 (FL)

Beide Varietäten kamen im FL bis 1992 in sieben Teichen nebeneinander vor, 1999 noch in 2.

Closterium costatum Corda ex Ralfs var. *costatum*

Taf. 2: 12

Dim 352,8-433,5 x 42,5-46,8µm; Q 7,9-9,9; A 8-14 µm; Anzahl der Streifen etwa 1,5/10 µm; n = 50 (FL)

Im FL das Taxon mit der größten Biotop-Ausbreitung und dem stärksten Populationswachstum zwischen 1992 und 1999; auch im FHd ist seit 2004 eine langsame Abundanz-Zunahme zu verzeichnen.

Closterium costatum Corda ex Ralfs var. *borgei* (Willi Krieg.) RŮŽIČKA

Taf. 2: 13

Dim 310,3-429,3 x 37,3-40 µm; Q 4,8-6,7; A (10,7-)11,2-12,8 µm; Anzahl der Streifen 5-5,5/10 µm; n = 50 (FL)

Beide Varietäten kommen/kamen im FL in sieben Teichen gemeinsam vor. Die Streifung war immer deutlich unterschiedlich ohne Übergänge. Distiche Individuen wurden nicht gefunden. Im FHd besiedeln die beiden Varietäten unterschiedliche Teiche.

Closterium cynthia De Not. var. *cynthia*

Taf. 3: 9

Pop. I: Dim 72-112 x 12-16 µm; Q 5,4-8,4; n = 30 (FL)

Pop. II: Dim 64-88 x 12,5-13,3 µm; Q 5-6,6; n = 30 (FHd)

Pop. III: Dim 80-104 x 13,3-14,7 µm; Q 5,64-7,8; n = 30 (FHd)

Die Messreihen repräsentieren Populationen deutlich unterschiedlicher Größenbereiche. Alle Zellen besaßen Gürtelbänder und eine mehr oder weniger deutliche Streifung. Die Zellkontur stimmte mit den Darstellungen in RŮŽIČKA 1977, Taf. 28: 20 und COESEL 1983, Taf. 8: 8 überein.

HANDKE & KIES (1990, S. 84) halten *Cl. cynthia* De Not. und *jenneri* Ralfs (älteres Epitheton) für Synonyme, weil in einem Zuchtexperiment von HANDKE unter den Abkömmlingen einer Zelle mit glatter Wandung und ohne Gürtelbänder Exemplare mit streifiger Wand und mit Gürtelbändern auftraten. Im Unterschied zu diesem Ergebnis fand die Autorin ausschließlich Zellen mit Gürtelbändern und (manchmal schwer wahrnehmbaren) Streifen auf der Zellwand. Deshalb wird die Terminologie nach RŮŽIČKA (1977) beibehalten, wenn auch seine Vorbehalte bestehen bleiben.

*Closterium diana*e Ehrenb. ex Ralfs var. *diana*e

Taf. 3: 5

Dim 170,7-253,4 x 18,1-22,7 µm; Q 8-11,18; A ca. 3,2-4 µm; n = 50 (FHd)

*Closterium diana*e Ehrenb. ex Ralfs var. *minus* Hieron.

Taf. 1: 34

Dim 120-184 x 13,3-18,7 µm; Q 7,5-12,2; A c. 2,7 µm; n = 100 (FL)

RŮŽIČKA (1977) weist mehrfach auf die unklaren Auffassungen hinsichtlich der Abgrenzung der Varietäten *diana*e, *brevius* und *minus* hin. Bei dem Taxon, das in den zur Diskussion stehenden Gebieten sehr häufig ist, entsprachen die Morphae in ihren Dimensionen durchweg der var. *minus*. Die einzige Ausnahme fand sich für wenige Wochen in einem Hd-Teich, woher auch die obige Messung für die var. *diana*e stammt. Es konnte nicht geklärt werden, ob es sich hierbei evt. um eine Ökomorpha gehandelt hat. Inzwischen existiert in diesem Teich seit Jahren konstant die var. *minus*.

Closterium ehrenbergii Menegh. ex Ralfs var. *ehrenbergii*

Taf. 3: 6

Dim 505,9-643,9 x 92-105,1 µm; Q 5,13-6,53; n = 50 (FHd)

Closterium gracile Bréb. ex Ralfs var. *gracile*

Taf. 3: 2

Dim 125,3-269 x 4,8-6,7 µm; Q 23,5-50,5; A 2,7-3,5 µm; n = 100 (FL)

Closterium idiosporum W.& G.S. West

Taf. 1: 40

Pop. I: Dim 160-285(-339) x 7,5-10,5 µm; Q 18,3-30,2(-42,3); A < 2,7 µm; n = 50 (FL)

Pop. II: Dim 143,9-203,9 x 8-8,8 µm; Q 18-25,3; n = 50 (FL)

Für das Taxon werden zwei Varietäten angegeben: var. *idiosporum* und var. *punctatum* (Skuja) Willi Krieg., deren Unterscheidung nur anhand der Zygosporen möglich sein soll (KRIEGER 1937, RŮŽIČKA 1977). In den beiden Untersuchungsgebieten konnte bei 12 Populationen Zygosporenbildung beobachtet werden. Die Zygosporen waren in Lateralansicht oval, in Frontalansicht fanden sich, z. T. in derselben Population, alle Zygosporenformen, die in RŮŽIČKA (1977, Taf. 7: 6, 9, 11, 12, 13) abgebildet sind. Selbst die Zygosporen, die ausgeprägte, lt. Angaben *punctatum*-typisch ausgezogene Ecken aufwiesen, besaßen eine Mesospor-Skulpturierung, wie für var. *idiosporum* beschrieben und in Taf. 7: 6 dargestellt. Die Abmessungen der vegetativen Zellen der als Beispiel gewählten FL-Populationen mit Zygosporenbildung entsprechen mit ihrer geringen Breite dagegen den Daten für var. *punctatum*, ein Kriterium, das von RŮŽIČKA als kaum taxonomisch wertvoll beurteilt wird. Hieraus ergeben sich berechnete Zweifel an der Existenz zweier Varietäten, die noch durch einen weiteren Punkt unterstützt werden: Nach den eigenen Beobachtungen zählt *Cl. idiosporum* zu den Taxa, bei denen die endgültige Ausreifung der Zygospore, also die Ausfärbung und Skulpturbildung des Mesospors, relativ viel Zeit in Anspruch nimmt. Letzteres bleibt lange farblos und die beginnende Skulpturierung erscheint zunächst als Punktierung. Demnach sind möglicherweise die als Zygosporen der var. *punctatum* bezeichneten Individuen unausgereifte Exemplare gewesen, zumal ihr Mesospor ± farblos sein soll, das von var. *idiosporum* aber braun ist. Aus diesen Gründen ist nur der Artnamen verwendet.

Closterium incurvum Bréb. var. *incurvum*

Taf. 3: 10

Dim 53,3-82,7 x 10,1-12,8 µm; Q 5-7,25; A < 2 µm; n = 50 (FL)

Closterium intermedium Ralfs var. *intermedium*

Taf. 4: 3

Dim 274,7-466,7 x 23,7-29,3 µm; Q 11-18,6; A 8-10,7 µm; n = 50 (FL)

Closterium juncidum Ralfs var. *juncidum*

Taf. 3: 4

Dim 181,4-357,4 x 9,3-12 µm; Q 19,4-33,5; n = 50 (FL)

Closterium kuetzingii Bréb. var. *kuetzingii*

Taf. 4: 5

Pop. I: Dim 437,8-598-(650) x 24-28 µm; Q 16,75-24,38; A 3-3,5 µm; n = 50 (FL)

Pop. II: Dim 344-503,6-(556,8) x 26,7-29,3 µm; Q 12,89-18,98; A 2,7-3,8 µm; n = 50 (FL)

Auf die in den beiden Gebieten gefundenen Populationen trifft in Hinblick auf die Unterscheidung von *Cl. kuetzingii* und *Cl. rostratum* zum Teil die Feststellung von RŮŽIČKA (1977, S. 207) zu, dass „ganze Populationen mit Übergangsmerkmalen, die nicht verlässlich identifizierbar sind“, existieren. Die Messdaten beziehen sich auf zwei solche unterschiedlich aussehende Populationen, welche aber beide durch Zygosporen als *Cl. kuetzingii* determinierbar waren.

Im FL ließen sich sieben weitere Populationen ebenfalls anhand ihrer Zygosporen zuordnen, ebenso vier Populationen des Fhd. Die übrigen werden in den späteren Auswertungen, soweit sie nicht unzweifelhaft als *Cl. rostratum* zu erkennen waren, unter Vorbehalt zu *Cl. kuetzingii* gerechnet.

Closterium leibleinii Kütz. ex Ralfs var. *leibleinii*

Taf. 1: 35

Dim 152-202,7 x 16-18,7 µm; Q 9,38-12,1; n = 50 (Fhd)

Population mit sehr schlanken Zellen.

Closterium lineatum Ehrenb. ex Ralfs var. *lineatum*

Taf. 4: 7

Pop. I: Dim 472-600,1 x 21,3-25,6 µm; Q 19,2-25,6; A 5,3-5,8 µm; n = 50 (FL)

Pop. II: Dim 437,8-676,8 x 19,7-23 µm; Q 20,6-34,3; A 5,3-5,8 µm; n = 100 (FL)

Die Daten für die erste Population stellen Durchschnittswerte dar, wie sie für die Mehrzahl der Populationen gilt. Die zweite Serie gehört zu der Population mit den schmalsten Zellen, die gefunden wurde. Angesichts ihrer Dimensionen, speziell der Quotient-Werte, kann sie als Übergangsform zwischen var. *lineatum* und var. *elongatum* angesehen werden. Auf sie trifft die Aussage von RŮŽIČKA (1977, S. 184) über var. *elongatum* zu: „Beständigkeit und Berechtigung dieser Varietät wären nachzuprüfen. Es kommen Übergänge zu var. *lineatum* vor.“

Closterium lundellii Lagerh.

Taf. 3: 1

Dim 112-242,7 x 4,8-5,3 µm; Q 21-45,5; A 1,9-2,9 µm; n = 50 (FHd)

Syn.: *Cl. cornu* Ehrenb. ex Ralfs var. *lundellii* (Lagerh.) Willi Krieg. (RŮŽIČKA 1977, FÖRSTER 1982).

Die systematische Stellung und Nomenklatur ist entsprechend der Revision von MÜLLER (2002) korrigiert. Im Vergleich zu den 200 Messungen einer Zygosporen bildenden Population im April, September, Oktober und November 2000 in BT 3, welche Dimensionen von 136-317,4 x 5,3-7,2 µm und einen Quotienten von 20,4-56,7 ergaben, bestand die zweite Zygosporen bildende Population in Hd 34 aus deutlich kürzeren und schmaleren Zellen.

Closterium lunula (Müll.) Nitzsch ex Ralfs var. *lunula*

Taf. 2: 8

Dim 420,5-611 x 72,3-85,4 µm; Q 5,4-7,7; A 14,7-19,7 µm; n = 50 (FL)

Closterium moniliferum (Bory) Ehrenb. ex Ralfs var. *moniliferum*

Taf. 3: 7

Dim (189,4)-212-293,4 x 40,8-48 µm; Q (4,2)-4,7-6,9; n = 50 (FL)

Eine Art, die stark zu Monstrositäten neigte, besonders während warmen Trockenperioden.

Closterium navicula (Bréb.) Lütkem. var. *navicula*

Taf. 1: 28

Dim 40-72 x 13,3-18,7 µm; Q 2,75-5,2; n = 100 (FL)

Closterium parvulum Nägeli var. *parvulum*

Taf. 3: 8

Dim 85,3-132 x 9,3-13,3 µm; Q 8,8-16; n = 100 (FL)

Closterium praelongum Bréb. var. *praelongum*

Taf. 2: 6, 7

Pop. I: Dim 414-709,7 x 21,9-27,5 µm; Q 16-27,4; A c. 5,3 µm; n = 100 (FL)

Pop. II: Dim 362,7-568,1 x 12,8-13,3 µm; Q 27,2-42,6; A 3,2-4 µm, n = 30 (FL)

Die Zelldimensionen der meisten Populationen beider Gebiete entsprechen weitestgehend denen von Population I, aber die Zellbreite einer Population erreichte nur ungefähr 50 % der übrigen (Population II). Das Aussehen der Apices war ebenfalls bemerkenswert: Alle Individuen zeigten apicale, haubenförmige Verdickungen aus hyalinem Material, in der Mehrzahl noch mit einer zusätzlichen Erweiterung kurz unterhalb der Zellspitze. Die Verdickungen (Zellwandmaterial?) waren so voluminös, dass der Umriss der Zellenden untypisch für das Taxon aussah (Abb. 6). Die weitere Entwicklung der Population konnte

nicht beobachtet werden, da der Teich beim nächsten Probenahmetermin sieben Tage später ausgetrocknet war.

Closterium praelongum Bréb. var. *brevius* (Nordst.) Willi Krieg.

Taf. 2: 5

Dim 196-349,4 x 20,8-24 µm; Q 8,8-16; n = 50 (FL)

RŮŽIČKA (1977) und FÖRSTER (1982) schließen aufgrund von Übergangsformen nicht aus, dass die beiden Varietäten in Wirklichkeit nur einem Taxon angehören. Hierzu erlauben die eigenen Funde keine Stellungnahme: Var. *brevius* war deutlich seltener als var. *praelongum*, vor allem im FHd, und trat stets mit letzterer zusammen auf. Übergangsformen waren aber nicht ausgebildet, sondern es war eine klare Trennung möglich. Die lt. RŮŽIČKA manchmal angegebene, von ihm nicht beobachtete schwächere Apex-Krümmung bei den Zellen der var. *brevius* trifft dagegen auf die eigenen Befunde zu.

Closterium pronum Bréb. var. *prorum*

Taf. 1: 29

Dim 186,7-290,7 x 5,9-7,7 µm; Q 28,8-43,6; A ca. 2,6 µm; n = 50 (FL)

Closterium pusillum Hantzsch var. *pusillum*

Taf. 1: 24

Dim 39,5-69,3 x 8-8,8 µm; Q 5-8,7; n = 50 (FL)

Die Population lebte in einem zwischenzeitlich verlandeten Teich.

Closterium pusillum Hantzsch var. *laticeps* Grönblad

Taf. 1: 25

Dim 50 x 16,7 µm; Q 2,99; A 8,2 µm; mit einem Kristall/Semizelle.

Einzelfund 1989 (FL).

Closterium ralfsii Bréb. var. *pterosporum* Bourr. ex RŮŽIČKA

Taf. 4: 4

Dim 437,8-565,3 x 37,3-40 µm; Q 11,5-14,6; n = 50 (FL)

Laut RŮŽIČKA (1977) sind keine Unterscheidungsmerkmale der vegetativen Zellen von var. *pterosporum* und var. *hybridum* bekannt; nur die Zygosporen erlauben eine Abgrenzung. In einer FL-Population wurden einmal zwei kugelige Zygosporen gefunden, die aussahen wie in RŮŽIČKA 1977, Taf. 25:16-17 dargestellt, doch fehlten die Semizellen. Deshalb ist die Determination der Varietät nicht sicher.

Closterium rostratum Ehrenb. ex Ralfs var. *rostratum*

Taf. 4: 6

Dim 361,4-545,4 x 23-32,9 µm; Q 12,4-20; n = 100 (FL)

In drei Teichen des FL sowie sechs des FHd stimmten die Kennzeichen der vegetativen Zellen weitestgehend mit den Zeichnungen von *Cl. rostratum* in RŮŽIČKA (1977, Taf. 31:1) überein. Zwei dieser Populationen ließen sich auch anhand von Zygosporen als *Cl. rostratum* identifizieren.

Closterium strigosum BRÉB. var. *elegans* (G.S. WEST) Willi Krieg.

Taf. 3: 3

Dim 109,3-214,7 x 12,3-13,3 µm; Q 8,2-16,39; n=50 (FHd)

Im Unterschied zur Beschreibung von RŮŽIČKA (1977, S. 176) enthielten die Endvakuolen drei bis acht kleine, oft kettenartig zusammenhängende Kristalle.

Closterium striolatum Ehrenb. ex Ralfs var. *striolatum*

Taf. 4: 2

Dim 202,7-398,7 x 24-32,5 µm; Q 7,4-13,5; A 10,7 µm; n = 50 (FL)

Closterium sublaterale RŮŽIČKA

Taf. 4: 1

Dim 253-340 x 39,5-42,7 µm; Q 6,3-7,9; A 6,67-8 µm; n = 6 (FL)

Die Individuen fanden sich in demselben Teich am 20. und 25.06.1990 sowie am 02.04.1991. Danach war die Art im Gebiet nicht mehr nachweisbar.

Closterium tumidulum Gay

Taf. 1: 31

Dim 96-146,7 x 15,7-17,3 µm; Q 6-9,2; A ca. 1,7 µm; n = 50 (FL)

Closterium tumidum Johns. var. *tumidum*

Taf. 1: 36

2003 wurden in den vier durchströmten Teichen Hd 19-21 und 24 wenige relativ kurze, breite Exemplare gefunden. Sie stimmten in Umriss und Dimensionen mit einem Teil der Individuen überein, die in hoher Abundanz während zwei Jahren in einem Feuerlöschteich der Region nachzuweisen waren und im anschließenden Abschnitt eines kleinen Baches, von dem ein Teil durch den Teich geleitet wird. Die Zellen wiesen deutliche Modifikationen auf, wie aus den folgenden Messdaten zu entnehmen ist.

Probe vom 12.10.1989: Dim 138,7-192 x 14,1-16 µm; Q 8,87-13,09; n = 50

Probe vom 11.01.1990: Dim 117,4-157,4 x 17,3-18,7 µm; Q 6,29-8,43; n = 30

Die Dominanz kurzer, breiter Zellen in der kalten und deutlich längerer Zellen in der warmen Jahreszeit war vor allem in dem Stehgewässer deutlich. Diese Ökomorphae der nach FÖRSTER (1982) tychoplanktischen Alge könnten als Anpassung an die sich im Jahresverlauf ändernden Temperatur- und Dichte-/Viskositätsbedingungen in dem Gewässer zu interpretieren sein.

Closterium tumidum Johns. var. *nylandicum* Grönblad

Taf. 1: 37

Dim 170,7-216 x 8-13,3 µm; Q 16,2-24,84 µm; n = 20 (FHD)

Die tychoplanktische Alge verschwand 1991 aus dem größten BT-Teich (BT 8) parallel zur raschen Ausbreitung von submersen Makrophyten, vor allem *Elodea canadensis*.

Closterium venus Kütz. ex Ralfs var. *venus*

Taf. 1: 30

Dim 74,7-108 x 10,1-12 µm; Q 6,67-9,74; n = 50 (FL)

Actinotaenium cruciferum (de Bary) Teiling var. *cruciferum*

Taf. 1: 42

Dim 17,3-20,8 x 10,7-13,3 µm; Q 1,46-1,95; n = 20 (FHD)

Actinotaenium cucurbita (Bréb.) Teiling var. *cucurbita*

Taf. 1: 43

Dim 34,7-42,1 x 16 -20,5 µm; Q 2,17; n = 3 (FL)

Einzelfunde in den Jahren 1990 und 1992 in zwei FL-Teichen.

Actinotaenium gelidum (Wittr.) RŮŽIČKA

Taf. 1: 45

Das Taxon kommt im FHD semiatmophytisch in einem quelligen, schattigen und kühlen Bereich des Gebietes in Moospolstern vor.

Actinotaenium inconspicuum (W. & G.S. West) Teiling f. *inconspicuum*

Taf. 1: 44

Dim 13,6-24 x 6,7-8 µm; Q 1,8-3,2; n = 50 (FL)

Das Taxon war im Frühjahr und Sommer 1990 in hoher Abundanz in einem FL-Teich vertreten, die Population aber im folgenden Jahr erloschen. Determination nach KRIEGER (1937).

Actinotaenium spinospermum Joshua f. *spinospermum*

Taf. 1: 41

Syn.: *Penium spinospermum* Joshua f. *spinospermum*

Dim 24,5-33,3 x 11,5-16 µm; Q 1,64-2,5; n = 50 (FHd)

Nach den Ergebnissen der elektronenmikroskopischen Untersuchungen von KOUWETS et al. (1984) ist die Art dem Genus *Actinotaenium* zuzurechnen.

Pleurotaenium crenulatum (Ralfs) Rabenh.

Taf. 4: 8

Dim 277,4-464,1 x 24-32 µm; Q 8,7-16,1; A 16-24 µm; BW 29,3-32 µm; n = 25 (FL)

Das Taxon hatte sich 2000 in einem Teich des FL angesiedelt. Die Population war bei Untersuchungsende noch beständig.

Pleurotaenium ehrenbergii (Bréb.) de Bary var. *ehrenbergii*

Taf. 4: 9

Dim 386,8-501,5 x 24-30,7; Q 14,5-20,9; A 21,3-29,3 µm; BW 26,7-34,7 µm; n = 50 (FL)

Pleurotaenium maximum (Reinsch) P. Lundell var. *maximum*

Taf. 4: 11, 11a-d

Dim 598-933 x 40-53,3 µm; Q 12,5-20,6; A 28-37,3 µm; BW 42,7-52,7 µm; n = 35 (FL)

Die nach RŮŽIČKA (1977) in Mitteleuropa seltene Art besiedelte im FL zwei Teiche bis 1992. Zur Taxonomie: RŮŽIČKA (1977) diskutiert die Zuordnung des Taxons zu *P. trabecula* var. *maximum* (Reinsch) Roll in neuerer Literatur, plädiert aber wegen unterschiedlicher Merkmale dafür, den Status selbständiger Arten beizubehalten. In den Abbildungen 11 a und b sind die ringwulstförmige Isthmusnaht und der variable Basalwellen-Bereich mit 0 bzw. 2 schwach ausgebildeten Wellen über der hohen Basalwelle dargestellt. 11 c und d zeigen Apexform und Endvakuole mit Kristallen.

Pleurotaenium trabecula (Ehrenb.) ex Nägeli var. *trabecula*

Taf. 4: 10

Dim 405,4-657 x 29,3-38,7 µm; Q 12,2-19,1; A 21,3-26,7 µm; BW 30,7-38,7 µm; n = 40 (FL)

Tetmemorus granulatus (Bréb.) Ralfs ex Ralfs var. *granulatus*

Taf. 3: 26

Dim 173,4-221,4 x 37,3-42,7 µm; Q 4,6-5,68; n = 50 (FHd)

Tetmemorus laevis (Kütz.) ex Ralfs var. *laevis*

Taf. 3: 27

Dim 77,3-93,3 x 21,3-26,1 µm; Q 3,5-3,88; n = 9 (FHd)

1991 vereinzelt in Hd 29 und 35, seit 2004 in Hd 37 und BT 4. Die Zellen besitzen im Vergleich zu den Angaben der Referenzliteratur geringe Abmessungen.

Euastrum ansatum Ralfs var. *ansatum*

Taf. 3: 11

Dim 69,3-85,3 x 34,7-42,7 µm; Q 1,8-2,3; I 10,7-12 µm; n = 100 (FL)

Die Populationen beider Gebiete bestanden aus stark variablen Morphae, welche die Bestimmungsmerkmale und vor allem zahlreiche Übergänge von/zwischen den Varietäten *ansatum*, *pyxidatum* Delponte und sogar *concauum* Willi Krieg. zeigten. Zusätzlich fand sich eine größere Anzahl disticher Individuen. Deshalb werden die Funde zu var. *ansatum* gerechnet. Zur Variabilität der Art s. RŮŽIČKA (1981).

Euastrum bidentatum Nägeli var. *bidentatum*

Taf. 3: 17

Dim 46,1-53,9 x 29,3-33,3 µm; Q 1,43-1,79; I 8-10,7 µm; n = 50 (FHd)

1992 kurzfristig eine individuenreiche Population in Hd 35.

Euastrum binale (Turpin) Ehrenb. ex Ralfs var. *gutwinskii* (Schmidle) Homfeld

Taf. 3: 12

Dim 18,7-29,3 x 14,7-21,3 µm; Q 1,24-1,4; I 4-5,9 µm; n = 50 (FL)

Euastrum binale (Turpin) Ehrenb. ex Ralfs var. *hians* (W. West) Willi Krieg.

Taf. 3: 13

Dim 11,7-14,7 x 10,7-13,3 µm; Q 1,04-1,31; n = 50 (FHd)

Das Taxon trat in Hd 29, dem Teich, in welchem es bis Mitte 2003 ausschließlich vorkam, z. T. sehr häufig auf. Einmal fanden sich außen auf der Gallerte einer einzigen Kolonie von *Microcystis flos-aquae* 139 Exemplare in drei dicht beieinander liegenden Gruppen auf einer Fläche von etwa 40.000 µm² = 0,04 mm².

Euastrum denticulatum Gay var. *denticulatum*

Taf. 3: 18

Dim 21,9-28 x 18,7-21,7 µm; Q 1,03-1,36; I 8-11,5 µm; n = 50 (FHd)

Euastrum dubium Nägeli var. *ornatum* Wolosz.

Taf. 3: 21

1992 wenige Exemplare in einem FL-Teich

Euastrum elegans (Bréb.) Kütz. ex Ralfs var. *elegans*

Taf. 3: 16

Dim 26,7-34,7 x 16-25,3 µm; Q 1,26-1,83; I 4,8-6,1 µm; n = 50 (FHd)

Euastrum humerosum Ralfs var. *humerosum*

Taf. 3: 14

Dim 130,7-154,7 x 72-85,3 µm; Q 1,66-2; I 18,7-21,9 µm; n = 50 (FHd)

Euastrum montanum W.& G.S.West var. *montanum*

Taf. 3: 19

Dim 29,8-25,3 x 14,7-18,7 µm; Q 1,23-1,58; I 4,8-6,7 µm; n = 50 (FL)

Euastrum oblongum (Grev.) Ralfs ex Ralfs var. *oblongum*

Taf. 3: 22

Pop. I: Dim 158,7-189,3 x 74,7-93,3 µm; Q 1,77-2,25; I 24-30,7 µm; n = 50 (FL)

Pop. II: Dim 117,3-178,7 x 58,7-101,3 µm; Q 1,76-2,27; I 16-29,3 µm; n = 50 (FHd)

Letztere Population enthält nebeneinander sehr breite und sehr schmale Exemplare, wie es für mehrere, aber nicht alle Populationen im FHD typisch ist. Im FL konnten derartige Unterschiede nicht festgestellt werden. Das Aussehen der Morphae entspricht den „Grenzformen“ nach FÖRSTER 1982, Taf. 45: 3,4. Ob es sich tatsächlich in beiden Fällen um den Typus handelt, soll nach Möglichkeit anhand von Zygosporienbildung geklärt werden.

Euastrum pectinatum (Bréb.) ex Bréb. var. *pectinatum*

Taf. 3: 15

Dim 58,7-72 x 40-50,7 µm; Q 1,26-1,73; I 8-11,5 µm; n = 50 (FHd)

Euastrum verrucosum Ehrenb. ex Ralfs var. *verrucosum*

Taf. 3: 20

Dim 81,3-101,3 x 76-97,3 µm; Q 0,97-1,19; I 17,3-24 µm; n = 50 (FHd)

Micrasterias americana (Ehrenb.) ex Ralfs

Taf. 6: 5

Dim 133,3-154,7 x 106,7-125,3 µm; Q 1,13-1,37; I 25,3-28 µm; n = 50 (FHd)

Die Art konnte nach der Trockenliegeperiode von Hd 9 im Jahr 2003 bislang nicht mehr nachgewiesen werden.

Micrasterias papillifera Bréb. var. *papillifera*

Taf. 6: 3

Dim 112-157,4 x 101,3-138,7 µm; Q 1,06-1,2; n = 50 (FL)

Micrasterias rotata (Grev.) Ralfs ex Ralfs var. *rotata*

Taf. 6: 2

Dim 245,4-317,4 x 226,7-285,4 µm; Q 1,05-1,2; n = 50 (FHd)

Micrasterias thomasiana W.Archer var. *notata* (Nordst.) Grönblad

Taf. 6: 1

Dim 210,7-261,4 x 186,7-237,4 µm; Q 1,06-1,2; n = 50 (FL)

In einigen Fällen war es schwierig, eine klare Trennung zwischen den Varietäten *notata* und *thomasiana* vorzunehmen, weil des öfteren Morphae gefunden wurden, die nach FÖRSTER 1982, Taf. 63: 3,4 intermediäre Formen repräsentieren.

Micrasterias truncata (Corda) ex Bréb. var. *truncata*

Taf. 6: 4

Einzelfund 2000 in einem BT-Teich.

Cosmocladium perissum R.Roy & Bisset

Taf. 5: 60

Dim 11,5-12 x 9,5-10,7 µm; n = 10 (FHd)

Seit 1999 fanden sich regelmäßig Einzelzellen und Gruppen bis zu 8 Zellen in einem stark von *Elodea* spec. und *Callitriche* spec. besiedelten BT-Teich. Verbindungsstränge waren selten zu erkennen.

Cosmarium asterosporum Coes.

Taf. 5: 1

Dim 8,53-12 x 8-10,7 µm; Q 0,91-1,33; I 3,2-4 µm; D ca. 5,3; n = 50 (FHd)

Erstbeschreibung COESEL 1989.

Cosmarium bioculatum (Bréb.) ex Ralfs var. *depressum* (Schaarschm.) Schmidle

Taf. 5: 2

Cosmarium botrytis Menegh. ex Ralfs var. *botrytis*

Taf. 5: 3

Dim 61,3-76 x 50,7-61,3 µm; Q 1,14-1,3; I 16-18,7 µm; n = 50 (FL)

Ein Taxon mit sehr variablem Umriss und unterschiedlich starker Ausprägung der Warzen der Zellwand, auch bei den Individuen derselben Population.

Cosmarium caelatum Ralfs

Taf. 5: 4

2003 Einzelfund mehrerer absterbender/abgestorbener Exemplare in Hd 1.

Cosmarium contractum Kirchn. var. *minutum* (Delponte) Coes.

Taf. 5: 5

Dim 20,5-26,7 x 16-20 µm; Q 1,13-1,42; I 5,3-6,7 µm; n = 50 (FHd)

Cosmarium crenatum Ralfs ex Ralfs

Taf. 5: 6

Nur in einem Hd-Teich angesiedelt.

Cosmarium davidsonii R.Roy & Bisset

Taf. 5: 7

Das Taxon fand sich außer in einem Hd-Gewässer in nassen *Sphagnum*-Polstern in dessen Umgebung.

Cosmarium dickii Coes.

Taf. 5: 8

Syn. *C. blyttii* Wille var. *bipunctatum*

Dim 24-29,3 x 20,8-26,7 µm; Q 1,1-1,22; I 6,7-10,7 µm; n = 17 (FHd)

Cosmarium difficile Lütkem.

Taf. 5: 9

Dim 24-29,3 x 13,3-18,7 µm; Q 1,43-2,04; I 5,3-5,9 µm; n = 50 (FHd)

Cosmarium formosulum Hoff in Nordst. var. *formosulum*

Taf. 5: 15

Dim 37,3-48 x 32-44,8 µm; Q 1-1,3; I: 10,7-13,3 µm; n = 50 (FL)

Cosmarium hornavanense Gutw. var. *hornavanense*

Taf. 5: 14

Dim 88-98,7 x 70,6-74,7 µm; Q 1,22-1,35; I 24-26,7 µm; n = 8 (FL)

1990 selten in einem Teich des FL.

Cosmarium humile (Gay) Nordst. in De Tony var. *humile*

Taf. 5: 12

Dim 15,5-17,3 x 13,3-16,3 µm; Q 0,98-1,2; n = 23 (FL)

Cosmarium impressulum Elfving var. *impressulum*

Taf. 5: 10

Dim 21,3-30,7 x 16,5-21,9 µm; Q 1,24-1,62; I 8-12 µm; n = 70 (FL)

Cosmarium impressulum var. *suborthogonum* (Racib.) Prescott

Taf. 5: 11

1990 wenige Individuen in einer Probe aus einem FL-Teich.

Cosmarium inclusum Borge

Taf. 5: 59

In zwei BT-Teichen vorkommend; jeweils 2-4 Zellen in einer gemeinsamen, strukturlosen Gallerthülle.

Cosmarium laeve Rabenh. var. *laeve*

Taf. 5: 13

Dim 26,7-32 x 21,3-24,5 µm; Q 1,17-1,38; I 5,3-7,7 µm; n = 22 (FL)

Cosmarium majae Ström

Taf. 5: 17

Dim 10,1-13,3 x 10,1-12,8 µm; Q (0,96-) 1-1,07; n = 6

Sporadisch und in sehr geringer Anzahl in 2 Hd-Teichen.

Cosmarium margaritifera Menegh. ex Ralfs var. *margaritifera*

Taf. 5: 16

Dim 53,7-66,7 x 48-62,7 µm; Q 1-1,18; I 14,7-18,7 µm; n = 50 (FL)

Dim 53,3-61,3 x 46,7-56 µm; Q 1-1,22; I 14,7-16 µm; n = 50 (FHd)

Ein Beispiel für ein Taxon mit wenig variablen Dimensionen in beiden Untersuchungsgebieten.

Im FL seit 1999 in einem Teich in individuenreicher Population.

Cosmarium meneghinii Bréb. in Ralfs var. *meneghinii*

Taf. 5: 18

Dim 21,3-22,7 x 16-16,8 µm; Q 1,3-1,4; I 5,3-6,7 µm; n = 4 (FL)

1987 und 1990 in wenigen Exemplaren in je einem FL-Teich.

Cosmarium notabile Bréb. var. *transiens* Insam & Willi Krieg.

Taf. 5: 19

Dim. 26,7-34,7 x 18,7-26,9 µm; Q 1,29-1,44; I 12-13,9 µm; n = 14 (FL)

Determination nach LENZENWEGER 1999, S. 106, Taf. 54:19. Im FL nur 1989 und 1990 nachgewiesen.

Cosmarium novae-semliae Wille var. *sibiricum* Boldt

Taf. 5: 40

LENZENWEGER (1999, S. 126) fand diese Varietät und die Typusvarietät ausschließlich im inneralpinen Bereich und charakterisiert sie als „offenbar arktisch-alpine Alge“. Im FHd kommt die var. *sibiricum* in Hd 17 und 24 vor, zwei Teichen, die durch direkte Quellspeisung bzw. Bachdurchfluss auch in den Sommermonaten relativ niedrige Temperaturen aufweisen (s. Kap. 4.2).

Cosmarium obtusatum Schmidle

Taf. 5: 27

Dim 56-61,3 x 48-56 µm; Q 1-1,18; I 16-17,3 µm; A 13,3-16 µm; n = 11 (FL)

Cosmarium ochthodes Nordst. var. *ochthodes*

Taf. 5: 26

Dim 73,3-98,7 x 56-74,7 µm; Q 1,17-1,38; I 20-26,7 µm; n = 50 (FL)

Cosmarium orthostichum P. Lundell

Taf. 5: 23

Dim 36,8-41,3 x 31,5-38,7 µm; Q 1-1,19; I 10,1-11,2 µm; n = 8 (FL)

1989 und 1990 in wenigen Exemplaren in je einem FL-Teich.

Cosmarium pachydermum P. Lundell var. *pachydermum*

Taf. 5: 22

Dim 61,3-74,7 x 42,7-53,4 µm; Q 1,28-1,63; I 18,7-22,7 µm; n = 30 (FHd)

Zellen in der Gestalt sehr variabel.

Cosmarium polygonum (Nägeli) W. Archer var. *acutius* Messik.
Taf. 5: 20

Cosmarium polygonum (Nägeli) W.Archer var. *depressum*
Taf. 5: 21
Dim 12-14,7x13,3-14,1 µm; Q 0,88-1,06; I 5,3-5,9 µm; n = 23 (FL)

Cosmarium praemorsum Bréb. var. *praemorsum*
Taf. 5: 32
Dim 41,3-61,3 x 38,6-56 µm; Q 1,02-1,22; I 14,7-16 µm; n = 50 (FL)

Cosmarium punctulatum Bréb. var. *punctulatum*
Taf. 5: 48
Dim 29,3-40 x 26,7-37,3 µm; Q 1-1,3; I 9,3-13,3; n = 50 (FL)

Cosmarium quadratum Ralfs ex Ralfs
Taf. 5: 25
Dim 49,3-66,7 x 29,3-37,3; Q 1,5-2; I 16-22,7 µm; n = 30 (FL)

Cosmarium regnellii Wille var. *regnellii* (Messik.) Willi Krieg. & Gerloff
Taf. 5: 34
und

Cosmarium regnellii Wille var. *minimum* B. Eichler & Gutw.
Taf. 5: 35

Neben den abgebildeten Formen, die als typisch für die Varietäten anzusehen sind, existierten in allen Populationen zahlreiche Übergangsformen, die nicht zweifelsfrei zugeordnet werden konnten. Aus diesem Grunde sind keine Messungen vorgenommen worden. Es ist fraglich, ob eine Trennung in zwei Varietäten überhaupt gerechtfertigt ist. Für die Determination wurde zusätzlich zu der Referenzliteratur FÖRSTER 1970, S. 318 und Taf. 22: 30-35 hinzugezogen.

Cosmarium regnellii Wille var. *keguelense* Willi Krieg. & Gerloff
Taf. 5: 36
Dim 17,9-18,1 x 13,9-17 µm; Q 1,06-1,29; I 10,7-10,9; n = 3 (FL)
Nur 1989 vereinzelt in einem Teich des FL vertreten.

Cosmarium regnellii Wille var. *pseudoregnellii* (Messik.) Willi Krieg. & Gerloff
Taf. 5: 33
Dim 13,3-16 x 10,7-13,3 µm; Q 1,1-1,3; n = 14 (FL)
1990 und 1991 jeweils wenige Exemplare in einem Teich des FL.

Cosmarium regnesii Reinsch var. *regnesii*
Taf. 5: 37

Cosmarium regnesii Reinsch var. *polonicum* (B.Eichler & Gutw.) Comp.
Taf. 5: 38

Cosmarium reniforme (Ralfs) W.Archer
Taf. 5: 29
Dim 53,3-60 x 50,7-57,3 µm; Q 1,02-1,11; I 16-18,7 µm; n = 20 (FHd)
Die seit 2000 in Hd 9 nachgewiesene Art konnte nach dem Trockenliegen des Teiches im Jahr 2003 nicht mehr gefunden werden.

Cosmarium sparsepunctatum (Schmidle) W. & G.S. WEST
Taf. 5: 39

Cosmarium speciosum P. Lundell
Taf. 5: 51
Dim 42,7-56 x 26,7-37,3 µm; Q 1,45-1,6; I 18,7-24,6 µm; n = 4 (FL)
1990 vier bereits abgestorbene Individuen in einer Probe aus einem FL-Teich.

Cosmarium sphagnicolum W. & G.S. West
Taf. 5: 47
Determination nach FÖRSTER 1982, S. 268, Taf. 26:8.

Cosmarium sportella Bréb. var. *subnudum* W. & G.S. West
Taf. 5: 30
Dim 53,3-58,7 x 48-56 µm; Q 5,3-6; I 14,1-16 µm; n = 8 (FL)
1990 in zwei FL-Teichen.

Cosmarium subarctoum (Lagerh.) Racib. var. *subarctoum*
Taf. 5: 42
Dim 10,7-16 x 8,5-13,3 µm; Q 1-1,3; I 7,5-8,5 µm; n = 100 (FHd)
Determination nach FÖRSTER (1982, S. 270-271, Taf. 20: 1-2) aufgrund der elliptischen Apicalansicht.

Cosmarium subcostatum Nordst. var. *minus* (W. & G.S. West) Först.
Taf. 5: 28
Dim 22,7-26,7 x 18,7-22,7 µm; 1,06-1,25(-1,36); n = 50 (FHd)

Cosmarium subcrenatum Hantzsch in Rabenh. var. *subcrenatum*
Taf. 5: 41
Dim 33,3-37,3 x 24,5-29,3 µm; Q 1,18-1,41; n = 50 (FL)
Apical- und Frontalansicht entsprechen W. & G.S. WEST 1908, Taf. 86: 11. 1990 – 1992
Populationen in zwei FL-Teichen.

Cosmarium subprotumidum Nordst. var. *subprotumidum*
Taf. 5: 43
Dim 26,7-32,7 x 24-28 µm; Q 1,11-1,22; I 8-11,5 µm; n = 6 (FL)

Cosmarium subspeciosum Nordst. var. *transiens* (Messik.)
Taf. 5: 31
Dim 33,3-37,3 x 24,5-29,3 µm; Q 1,18-1,4; I 10,1-13,3 µm, n = 50 (FHd)
Determination nach KOUWETS (1987, S. 234, Taf. 15:15).

Cosmarium tetraophthalmum Bréb. in Ralfs
Taf. 5: 49

Cosmarium tenue W. Archer
Taf. 5: 4
Dim 10,13-16 x 10,13-16 µm; Q 0,96-1,13; I 5,3-8 µm; n = 50 (FHd)

Cosmarium turpinii Bréb. var. *turpinii*
Taf. 5: 46
Dim 61,3-72 x 56-72 µm; Q 0,9-1,2; I 14,7-16,5 µm; D 34,7-37,9 µm; n = 50 (FL)

Cosmarium vexatum W. West var. *vexatum*

Taf. 5: 45

Dim 42,7-56 x 36,3-52 µm; Q 1,01-1,2; I 14,3-17,3 µm; n = 14 (FL)

Cosmarium vexatum W. West var. *concauum*

Taf. 5: 50

Determination nach LENZENWEGER 1999, S. 124/125, Taf. 55: 10. Einzelfund 2000 in einem Hd-Teich.

Cosmarium wembaerense Schmidle

Taf. 5: 24

Dim 22,7-29,3 x 21,3-24 µm; Q 1,06-1,22; I 5,3-8 µm; n = 12 (FL)

Determination nach FÖRSTER 1982, S. 294-295, Taf. 23: 4a-I und Taf. 24: 2-4.

Teilingia excavata (Ralfs) Bourr. var. *excavata*

Taf. 5: 56

Teilingia granulata (R.Roy & Bisset) Bourr.

Taf. 5: 58

Dim 8-10,7 x 8-10,7 µm; Q 0,95-1,3; I 5,9-6,7 µm; n = 50 (FL)

Teilweise sehr lange Zellketten. Die längste umfasste 281 Individuen.

Teilingia wallichii (Jacobs.) Bourr.

Taf. 5: 57

Spondylosium papillosum W. & G.S. West

Taf. 5: 54

Die drei kleinen Granula/Seite sind in der Abbildung nicht zu erkennen. Die Art gilt nach LENZENWEGER (1997) als taxonomisch fragwürdig.

Spondylosium planum (Wolle) W. & G.S. West

Taf. 5: 55

Spondylosium pulchellum W. Archer var. *bambusinoides* (Wittr.)

Taf. 5: 53

1986 in 3 FL-Teichen.

Spondylosium secedens (De Bary) W. Archer

Taf. 5: 52

Hyalotheca dissiliens (Smith) Bréb. in Ralfs var. *dissiliens*

Taf. 2: 15

Dim 16-20,8 x 25,3-32 µm; n = 100 (FL)

Hyalotheca dissiliens (Smith) Bréb. in Ralfs var. *minor* Delp.

Taf. 2: 16

Dim 12-17,8 x 14,7-20,4 µm; n = 50 (FL)

Beide Varietäten waren überwiegend als f. *bidentula* (Nordst.) Boldt, selten als f. *tridentula* (Nordst.) Boldt vertreten.

Hyalotheca dissiliens (Smith) Bréb. in Ralfs var. *tatrica* Racib.

Taf. 2: 17

1991 in einem größeren FL-Teich gefunden.

Desmidium cylindricum Grev. ex Nordst.

Taf. 2: 14

1986 für zwei Monate vereinzelt in zwei FL-Teichen nachzuweisen.

Xanthidium antilopaeum (Bréb.) Kütz. var. *antilopaeum*

Taf. 3: 24

Dim oS 45,3-62,7 x 48-61,3 µm; Q 0,89-1,1; I 13,3-18,7-(20,8) µm; n = 50 (FL)

Die Länge der Stacheln war variabel, meist betrug sie 8-13,3 µm, selten bis zu 16 µm.

Relativ häufig waren einige Stacheln eines Individuums bis auf 2,7 µm reduziert oder bildeten nur noch kleine Erhebungen.

Xanthidium octocorne (Ehrenb.) ex Ralfs var. *octocorne*

Taf. 3: 25

Dim 32-45,3 x 26,7-42,7 µm; Q 1-1,5; I 5,7-6,1 µm; n = 40 (FHd)

Nach BICUDO (1973) ist dieses Taxon dem Genus *Arthrodesmus* zuzurechnen.

Stauroidesmus convergens (Ehrenb. ex Ralfs) S. Lill.

Taf. 6: 12

Einzelfunde 2000 und 2004 in je einem Hd-Teich.

Stauroidesmus cuspidatus (Bréb. ex Ralfs) Teiling var. *cuspidatus*

Taf. 6: 8

Dim oS 26,7-36 x 21,3-29,3 µm; Q 1,1-1,3; Dim mS 26,7-36 x 32-50,7 µm; Q 0,63-0,83I 5,3-8,8 µm; LS 4,8-10,7 µm; n = 50 (FHd)

Stauroidesmus dejectus (Bréb. ex Ralfs) Teiling var. *dejectus*

Taf. 4: 18

Dim oS 26,7-34,7 x 29,3-37,3; I 7,5-9,3 µm; Q 0,91-0,93; mS 2,7-2,8 µm länger, 5,3-8 µm breiter; n = 20 (FHd)

Stauroidesmus dejectus (Bréb. ex Ralfs) Teiling var. *apiculatus* (Bréb.) Teiling

Taf. 4: 17

Dim 20-25,3 x 19,2-26,7 µm; Q 0,89-1,18; I 5,3-7,5 µm; LS ~2 µm; n = 20 (FHd)

Stauroidesmus dickiei (Ralfs) S. Lill. var. *dickiei*

Taf. 6: 9

Dim oS 29,3-38,7 x 29,3-40 µm; mS 29,3-38,7 x 34,7-48 µm; I 8-10,7 µm; n = 15 (FL)

Stauroidesmus dickiei (Ralfs) S. Lill. var. *rhomboideus* (West) S. Lill.

Taf. 6: 10

Dim oS 24-32 x 26,7-34,7 µm; Q 0,85-1; LS (2,7)-4-8 µm, I 8-10,7 µm; n = 30 (FL)

Stauroidesmus extensus (O.Borge) Teiling var. *extensus*

Taf. 4: 14

Dim mS 26,7-34,7 x 29,3-37,3 µm; Q 0,9-0,92; LS 9,3-14,7 µm; I 7,5-9,3 µm; n = 20 (FHd)

Stauroidesmus extensus (O.Borge) Teiling var. *isthmosus* (Heimerl) Coes.

Taf. 4: 15

Dim oS 16-18,7 x 13,3-18,7 µm; Q 0,99-1,3; I 6,1-8,0 µm; LS bis ca. 2,5 µm; n = 50 (FL)

Staurodesmus extensus (O.Borge) Teiling var. *vulgaris* (Eichl. & Racib.) Croasd.
Taf. 4: 16

Dim mS 13,6-20 x 13,3-26,7 µm; Q 0,57-1,2; I 5,3-8 µm; n = 14 (FL)

Staurodesmus glaber (Ralfs) Teiling var. *debaryanus* (Nordst.) Teiling

Taf. 4: 13

Dim oS 18,7-29,3 x 16-34,7 µm; Q 0,75-1,25; I 7,2-9,3 µm; LS 2,6-6,7 µm; n = 50 (FHd)

Staurodesmus mucronatus (Bréb. ex Ralfs) Croasd. var. *mucronatus*

Taf. 6: 11

Dim oS 30,7-34,7 x 32-37,9 µm; Q 0,88-1; I 8-10,7 µm; LS 1,3-5,3 µm; n = 20 (FHd)

Dim mS 30,7-34,7 x 37,3-50,7 µm; die Stachellänge war sehr variabel.

Staurodesmus omearii (W. Archer) Teiling

Taf. 4: 19

Dim oS 18,7-21,3 x 16-21,3 µm; Q 1-1,16; Dim mS 21,3-26,7 x 21,3-34,7 µm; Q 0,76-0,82; I 7,5-10,7 µm; n = 10 (FHd)

Ein Taxon, das in einem BT- und vier Hd-Teichen seit 1991 immer wieder in wenigen Exemplaren auftaucht.

Staurodesmus patens (Nordst.) Teiling var. *patens*

Taf. 4: 20

Dim 21,3-22,7 x 19,2-21,3; Q 1-1,18; I 6,7-8; n = 5 (FHd)

Staurodesmus triangularis (Lagerh.) Teiling var. *malaccensis* (Bernard) Coes.

Taf. 6: 7 a,b

Dim oS 18,7-21,9 x 13,3-18,7 µm; Q 1,17-1,4; I 14-15,7 µm; LS 7,8-9,2 µm; n = 5

(FHd)

1991 kurzfristig in 2 in Torf angelegten Hd-Teichen.

Staurodesmus triangularis (Lagerh.) Teiling var. *subparallelus* (Smith) Thom.

Taf. 6: 6

Dim oS 18,7-24 x 18,7-22,7 µm; Q 0,88-1,2; I 5,3-6,7 µm; LS 2,7-8 µm; n = 50 (FHd)

Staurastrum alternans Bréb. in Ralfs

Taf. 7: 1

Dim 24-26,7 x 24-28 µm; Q 0,9-1,11; n = 10

Staurastrum anatinum Cooke et Wills

Taf. 7: 2

1999 in einer Probe aus Hd 9.

Staurastrum avicula Bréb. in Ralfs var. *avicula*

Taf. 7: 3

Seit 2003 in einem Hd-Teich.

Staurastrum bieneanum Rabenh.

Taf. 7: 4

Dim 29,3-40 x 29,9-42,7 µm; Q 0,8-1,08; I 9,3-11,5 µm; n = 50 (FL)

Staurastrum borgeanum Schmidle

Taf. 7: 5

Dim (29,6-)32-38,7 x 36,8-46,7 µm; Q 0,79-0,98; I 11,2-12 µm; n = 14 (FHd)

Staurastrum botrophilum

Taf. 7: 6

1991 Einzelfund in einem Hd-Teich.

Staurastrum brachiatum Ralfs

Taf. 7: 9

1991 je ein Fund in drei Hd-Teichen: In Hd 29 voll ausdifferenzierte Exemplare, in Hd 30 und Hd 37 Armgabelung und Arme selbst stark reduziert.

Staurastrum brebissonii W. Archer in A. Pritch.

Taf. 7: 10

Bis 1993 vereinzelt in einem Hd-Teich.

Staurastrum chaetoceras (Schröd.) G.M.Sm.

Taf. 7: 14

Dim (18,7-)24-34,7 X 21,3-37,5 µm; n = 8 (FHd)

Sehr kleine Exemplare gegenüber den Angaben von COESEL (1997), Armlänge sehr variabel.

Staurastrum chavesii Bohlin

Taf. 7: 11

Seit 2003 in einem Hd-Teich.

Staurastrum controversum Bréb. ex Ralfs var. *controversum*

Taf. 7: 16

1991 wenige Exemplare in Hd 29.

Staurastrum crenulatum (Nägeli) Delponte var. *continentale* Messik.

Taf. 7: 19

Determination nach LENZENWEGER 1997, S. 83, Taf. 33: 3

1991 wenige Exemplare in einem FL- und zwei Hd-Teichen.

Staurastrum dispar Bréb. var. *dispar*

Taf. 7: 13

Dim 29,3-34,7 x 29,3-35,7 µm; Q 0,89-1,09; I 8-10,7 µm; n = 50 (FL)

Staurastrum furcatum (Ehrenb. ex Ralfs) Bréb. var. *furcatum*

Taf. 7: 15

Dim oF 34,7-40 x 34,7-40 µm; Q 0,93-1; I 13,3-14,7 µm; LF 4-5,3 µm; n = 7 (FL)

Staurastrum furcigerum (Bréb. ex Ralfs) W. Archer

Taf. 7: 17

Dim oF 32-45,3 x 30,7-48 µm; Q 0,9-1,1; LF 8-13,3 µm;

Dim mF 50,7-64 x 48-64 µm; Q 0,9-1,2; I 14,7-17,3 µm; n = 50 (FL)

Staurastrum granulosum (Ehr.) Ralfs var. *granulosum*

Taf. 7: 21

Determination nach LENZENWEGER 1997, S. 92.

Staurastrum hexacerum (Ehrenb.) ex Wittr.

Taf. 7: 7

Dim 29,3-40 x 29,3-37,3 μm ; Q 0,85-1,25; I 8-10,7 μm ; n = 20 (FL)

Staurastrum hirsutum (Ehrenb.) ex Bréb. in Ralfs var. *hirsutum*

Taf. 7: 25

1990 wenige Exemplare in 2 FL-Teichen.

Staurastrum hirsutum (Ehrenb.) in Ralfs var. *muricatum* (Ralfs) Kurt Först.

Taf. 7: 24

Syn. RL: *St. muricatum* (Bréb.) Menegh. in Ralfs

Dim 50,7-58,7 x 41,3-48 μm ; Q 1,17-1,38; I 13,3-16 μm ; n = 50 (FL)

Seit 1999 in einem leicht durchströmten FL-Teich.

Staurastrum inflexum Bréb. var. *inflexum*

Taf. 7: 20

Dim 24-29,3 x 29,3-37,3 μm ; Q 0,7-0,9; I 8-9,3 μm ; n = 50 (FL)

Staurastrum kouwetsii Coes. Lü 42

Taf. 7: 29

Die Determination ist nicht völlig sicher, weil nur eine lebende Zelle und wenige leere Semizellen gefunden wurden. Aber die Apicalansicht ebenso wie die Anordnung und Länge der Stacheln (4 – 4,5 μm) stimmen mit der Beschreibung in COESEL 1996, S. 38/39, Taf. 4: 4-6 überein.

Staurastrum lanceolatum W. Archer var. *compressum* W. & G.S. West

Taf. 7: 37

Seit 2003 in zwei Hd-Teichen selten, aber regelmäßig vertreten.

Staurastrum lapponicum (Schmidle) Grönblad var. *lapponicum*

Taf. 7: 12

Dim 32 x 38,7x34,7x40 μm ; Q 0,9-1,17; I 10,1-13,3 μm ; n = 50 (FL)

Staurastrum lunatum Ralfs

Taf. 7: 27

Dim 30,7-40 x 29,3-40 μm ; Q 0,96-1,08; I 12 –14,3 μm ; n = 50 (FHd)

Länge der Stacheln sehr einheitlich um 2,5-2,7 μm .

Staurastrum margaritaceum (Ehrenb.) Menegh. ex Ralfs

Taf. 7: 35

1992 wenige Exemplare in einem FL-Teich.

Staurastrum micron W. & G.S. West

Taf. 7: 8

Dim 13,3-17,3 x 13,3-19,2 μm ; Q 0,7-1; n = 30 (FHd)

Staurastrum muticum (Bréb.) Bréb. ex Ralfs

Taf. 7: 22

Seit 2003 in geringer Anzahl in einem BT-Teich.

Staurastrum orbiculare (Ralfs) var. *depressum* R. Roy & Bisset

Taf. 7: 23

Dim 26,7-32 x 24-29,3 μm ; Q 1-1,2; I 10,1-10,7 μm ; n = 50 (FL)

Staurastrum oxyacanthum W. Archer var. *oxyacanthum*

Taf. 7: 40

Dim 36 x 45,3 µm; Q 0,79; I 12 µm. Einzelfund 2000 in Hd 29.

Staurastrum paradoxon Meyen ex Ralfs var. *reductum* Coes.

Taf. 7: 18

Dim 21,3-26,7 x 24-32 µm; Q 0,81-1; I 7,7-9,3 µm; n = 15 (FHd)

Staurastrum pilosum (Nägeli) W. Archer

Taf. 7: 31

1989 wenige Exemplare in einem FL-Teich.

Determination nach FÖRSTER (1970, S. 339, Taf. 27:9).

Staurastrum planctonicum Teiling

Taf. 6: 13, 13a+b; Taf. 7: 38

Dim 52-66,7 x 74,7-98,7 µm; Q 0,61-0,79; I 11,4-13,3 µm; n = 10 (FHd)

Die Individuen der nur kurzfristig 1991 in Hd 9 vertretenen Art wiesen sehr variable Skulpturformen auf, wie die Abbildungen von zwei Exemplaren aus derselben Probe zeigen. Nach der Referenzliteratur kommt sowohl eine Zuordnung zu *St. planctonicum* als auch *St. pingue* in Frage, zwei Taxa, von denen COESEL (1997, S. 46) schreibt, dass „de afgrenzing tussen *S. pingue* en *S. planctonicum* nogal arbitrair“ ist. Nach demselben Autor ist zusätzlich die systematische Stellung von *St. planctonicum* unklar, das möglicherweise als Planktonform von *Staurastrum manfeldtii* Delponte var. *manfeldtii* angesehen werden kann.

Staurastrum polymorphum Bréb. in Ralfs var. *polymorphum*

Taf. 7: 45

Dim 22,7-26,7 x 28-36 µm; Q 0,68-0,9; I 7,5-9,3 µm; n = 50 (FL)

Die Länge der Fortsätze variierte stark. Vermutlich handelt es sich hierbei um ein Beispiel für Ökomorphae, die durch das Leben eines Teiles der Population im zeitweise planktischen Zustand zu erklären sind (RŮŽIČKA 1977).

In zwei Teichen traten 4-radiate Individuen auf. In einem der Teiche machten sie 1999 während der gesamten Untersuchungsmonate einen großen Anteil der Population aus, während in dem anderen Teich nur einmal wenige Individuen in einer Probe gefunden wurden.

Staurastrum polytrichum (Perty) Rabenh. var. *polytrichum*

Taf. 7: 36

Dim 64-74,7 x 58,9-66,7 µm; Q 1-1,1; I 22,7-24 µm; LS (1,3)-2,7-5,3 µm; n = 50 (FL)

Staurastrum punctulatum Bréb. in Ralfs var. *punctulatum*

Taf. 7: 26

Dim 30,7-34,7 x 21,9-25,6 µm; Q 1,25-1,46; I 10,7-12 µm; n = 50 (FL)

Wiederholt waren distiche Individuen mit fac 3+4 oder fac 3+5 vorhanden.

Staurastrum senarium (Ehrenb.) ex Ralfs

Taf. 7: 42

Dim 40-48 x 37,3-45,3 µm; Q 1-1,14; I 10,1-10,7 µm; n = 5 (FHd)

Seit 2004 in Hd 29, selten.

Staurastrum sexcostatum Bréb. ex Ralfs

Taf. 7: 34

Dim 36-48 x 32-44 µm; Q 0,9-1,42; I 13,3-17,3 µm; n = 30 (FL)

Staurastrum smithii (G.M.Sm.) Teiling

Taf. 7: 30

In zwei Proben 1990 in Hd 9

Staurastrum striatum (W. et G.S. West) Růžička

Taf. 7: 41

Dim 29,3-34,7 x 22,7-29,3 μm ; Q 1,16-1,4; I 10,1-13,3 μm ; n = 25 (FL)

Staurastrum subarcuatum Wolle

Taf. 7: 33

Syn.: *St. avicula* var. *subarcuatum* (Wolle) W. & G.S. West

Dim oS 21,3-27,2 x 24-34,7 μm ; Q 0,75-1; I 8-10,7 μm ; n = 50 (FHd)

Die Stachellänge betrug überwiegend zwischen 2,2 bis 2,7 μm , selten bis 5,3 μm .

Staurastrum subavicula (W. West) W. & G.S. West

Taf. 7: 32

Staurastrum teliferum Ralfs

Taf. 7: 28

Dim oS 41,3-49,3 x 37,3-45,3 μm ; Q 1-1,18; I 13,3-16 μm ; LS 2,7-8 μm , überwiegend um 5 μm ;

Dim mS 48-60 x 46,7-58,7 μm ; Q 0,95-1,17; n = 50 (FHd)

In Apical-Ansicht besaßen die Zellen nur in wenigen Fällen den von COESEL (1997) beschriebenen und auf Taf. 5: 5 dargestellten dreieckigen Umriss. Überwiegend waren die Seitenbereiche stärker konkav eingebuchtet und die Ecken weiter vorgezogen. Die von FÖRSTER (1970) erwähnte Porung der Scheitelmembran war deutlich ausgeprägt.

Staurastrum tetracerum Ralfs ex Ralfs

Taf. 7: 39

Dim oF 8-12 x 9,3-12 μm ; Q 0,67-1,14; mF 22,7-26,7 x 21,3-26,7 μm ; Q 0,89-1,11; n = 8 (FHd)

Staurastrum trapezicum Boldt

Taf. 7: 43

Seit 2002 in geringer Anzahl in einem BT-Teich.

Staurastrum turgescens (De Not.) var. *turgescens*

Taf. 7: 44

1990 Einzelfund in einem FL-Teich.

Determination nach W. & G.S. WEST 1912, S. 167-169, Taf. 126: 5,6 und LENZENWEGER 1997, S. 138/139, Taf. 25: 8,9.

? *Xanthidium* spec.

Taf. 3: 23

Im Jahr 1989 fanden sich in einer Probe zwei Individuen mit den Dimensionen 12,5 x 11,5 μm resp. 9,3 x 8 μm , deren systematische Stellung nicht ermittelt werden konnte. Die letztere Zelle ist in der Abbildung dargestellt. Am ehesten trifft ein Vergleich mit *Arthrodesmus bifidus* Bréb. var. *truncatus* West forma *succisa* W. & G.S. West zu (W. & G.S. WEST 1912, S. 114/115, Taf. CXVII: 15).

Arthrodesmus bifidus wird nach COESEL (1994) inzwischen zum Genus *Xanthidium* gerechnet.

Wie eingangs erwähnt, sind taxonomische Fragen nur angesprochen, soweit sie für die Zuordnung der gefundenen Taxa von Bedeutung sind. Allgemein sei kurz angeführt: Die Determinations-Problematik ist oft genug darin begründet, dass Beschreibungen auf Einzelfunden oder einer begrenzten Anzahl von Individuen einer einzigen Population basieren. Umweltbedingungen, unter denen abweichende Formen (Ökomorphae) entstanden sein können, sind nicht registriert und angegeben, die weitere Populationsentwicklung ist nicht beobachtet oder nicht experimentell die Variabilität bzw. Konstanz der beschriebenen Differentialmerkmale geklärt worden. HEIMANS (1969, S. 58) bemängelt in diesem Zusammenhang die unklare Verwendung des Varietäten-Begriffs: „wether the term „var.“ indicates a little deviating but constant taxon or a „habitat modification““. RŮŽIČKA (1971) belegt experimentell, dass die Temperatur bei verschiedenen Algenarten die Zelllänge deutlich beeinflusst und dass die Ausprägung morphologischer Eigenschaften von der Beleuchtungsintensität abhängig sein kann. Derselbe Autor (1977) betont, dass gerade bei Taxa mit überwiegendem Längenwachstum wie z.B. den Angehörigen des Genus *Closterium*, die Schwankungsbreite im Verhältnis Länge zu Breite sehr groß ist und deshalb Varietätenabgrenzungen nur nach Dimensionen in Frage gestellt werden sollten. Weiterhin bezeichnet BROOK (1959, S. 430) Desmidiaceen in Hinblick auf ihre Skulpturdifferenzierungen als extrem plastische Organismen, wobei er als Begründung anführt, „that several limnoplantonic ‘species’ are only ecological forms of species from terraqueous or benthoplantonic habitats“. Einen derartigen Habitatwechsel bekräftigt HUTCHINSON (1961, S. 142) mit der Aussage, dass „the derivation (of the phytoplankton, die Autorin) in some cases is not an evolutionary process in the ordinary sense of the word, but a process occuring annually, some individuals of a benthic flora moving at times into plankton“. BROOK (1981, S. 203) stellt fest: „Thus in lakes and ponds which support desmids in their plankton there is undoubtedly an annual recruitment of them from sediments and littoral“. Auf morphologische Änderungen als Adaptionsercheinungen bei zeitweisem Übergang von Angehörigen benthischer Taxa zu planktonischem Leben weisen auch RŮŽIČKA (1977) und FÖRSTER (1982) hin.

6 Diversitätsentwicklung der Desmidiaceen

Eine Übersicht über die Verteilung der Desmidiaceen-Taxa auf die Gewässer der beiden Gebiete, Daten zu ihrem zeitlichen Bestand, zur Dynamik der Besiedlung sowie Angaben zu Zygosporenbildung und zu der Einstufung in die RL 96 sind in Tabelle 6 zusammen gestellt.

Der Tabelle ist als erstes zu entnehmen, in welchem Gebiet die einzelnen Taxa auftraten und in wie vielen Teichen und in welcher Untersuchungsperiode sie dort nachzuweisen waren. Gemessen am Ansiedlungserfolg sind sie einer von vier Gruppen zugeordnet: den nur ephemeren aufgetretenen Taxa, den erfolgreich angesiedelten, aber durch Biotopverlust wieder eliminierten, denjenigen mit beständigen Populationen sowie der Sondergruppe, die ausschließlich semiatmophytisch außerhalb der Teiche gefunden wurde. Als beständige Taxa sind diejenigen bezeichnet, die über beide Untersuchungsphasen hinweg regelmäßig nachzuweisen waren oder bei zwischenzeitlicher Ansiedlung in bereits artenreichen Teichen über mehrere Jahre hin kontinuierlich bis zum Untersuchungsabschluss vertreten blieben. Die Begriffsverwendung Beständigkeit entspricht damit nicht der von BEHRE (1956, 1966).

Als Symbole sind verwendet: n = Anzahl der Teiche, [] = ephemere, nur kurzfristig und vereinzelt aufgetreten; - = durch Biotopverlust eliminiert; + = semiatmophytisch in Moospolstern; () = bis 1992 (FL) bzw. 1994 (FHd) vorhanden; Zahl ohne Klammern =

auch 1999 (FL) bzw. 2003 (FHd) noch beständige Populationen bildend;)(= vor/in der zweiten Untersuchungsperiode hinzugekommen; für das FL zusätzliche Angabe, wie sich die Anzahl der besiedelten Teiche verändert hat: > = Abnahme auf, < = Zunahme auf; ? = Trennung der Varietäten nicht mit Sicherheit möglich.

In zwei weiteren Spalten ist die Abundanz (Ab) der langfristig Populationen bildenden Taxa vermerkt, für das FL wiederum mit Angabe der Änderungen von der ersten Untersuchungsperiode zur zweiten. Die Häufigkeitsschätzung erfolgt auf der Grundlage der 6-Stufen-Skala von SCHARF (1978, S. 29): ss = sehr selten, hier: nur zeitlich lückenhaft in ganz wenigen Exemplaren nachweisbar; s = selten, hier: in jedem Jahr mehrmals nachweisbar, aber nur in wenigen Exemplaren; g = mäßig, hier: gemein, d.h. regelmäßig in relativ geringer Abundanz nachweisbar; h = häufig; sh = sehr häufig; m = jedes Jahr in sehr hoher Abundanz einschließlich zeitweiser Massenentwicklung; / = von bis bei deutlichen Unterschieden zwischen den Populationen verschiedener Teiche. Die Einstufung basiert auf subjektiven Erfahrungswerten.

Für beide Gebiete gemeinsam gilt: Zyg = Fund von Zygosporien; RL = Gefährdungsstatus lt. Roter Liste 1996 (GUTOWSKI et al. 1996, RL 96). Symbolik zu letzterer Wertung: 1,2,3 = Gefährdungsgrad; * = lt. RL 96 zur Zeit nicht gefährdet; D = Daten nicht zur Beurteilung ausreichend; n = nicht in der RL 96 aufgeführt.

Insgesamt standen von den für die beiden Gebiete nachgewiesenen 219 Taxa 168 (= 76,7 %) für Beobachtungen während einer längeren Populationsentwicklung zur Verfügung, überwiegend (160 Taxa) für einen Zeitraum zwischen 10 und 15 Jahren. 46 Taxa (21 %) traten nur ephemere oder kurz befristet auf, 5 weitere verschwanden infolge extrinsischer Störungen oder Verlust des Biotops.

Tab 6: Besiedlungsdynamik, Zygosporienbildung und Einstufung in die Rote Liste 1996

Nr.	Taxon	nT FL	Ab FL	nT FHd	Ab FHd	Zyg	RL
1	<i>Spirotaenia alpina</i>			2	s		n
2	<i>Sp. condensata</i>	[2]		21	g/h	x	2
3	<i>Sp. minuta</i> var. <i>obtusa</i>			3	s/g		n
4	<i>Sp. obscura</i>			12	g/h	x	2
5	<i>Mesotaenium chlamydosporum</i>			[1]			3
6	<i>M. degreyi</i>			[1]			2
7	<i>M. endlicherianum</i>			[1]			3
8	<i>M. macrococcum</i>			3 und +	g		3
9	<i>Roya obtusa</i> var. <i>montana</i>	[5]		10	gg		1
10	<i>Cylindrocystis breb.</i> var. <i>breb.</i>	(2)	s	4	s	x	3
11	<i>C. brebissonii</i> var. <i>minor</i>	42 > 23	h > g/s	22	s/g		3
12	<i>Netrium digitus</i> var. <i>digitus</i>	16 > 12	g	31	h	x	3
13	<i>Gonatozygon breb.</i> var. <i>breb.</i>	4 > 3	s	3	s		2
14	<i>G. breb.</i> var. <i>kjellmanii</i>	(3)					2
15	<i>G. kinahanii</i>			11	g		3
16	<i>G. monotaenium</i>	10 > 5	sh/f > s	14	h > s	x	2
17	<i>Penium cylindrus</i>	10 > 5	h > g/s	4	s		3
18	<i>P. margaritaceum</i>	4 > 1	s	5	gg		2
19	<i>P. silvae-nigrae</i> var. <i>parallellum</i>			+	s		2
20	<i>P. spirostriolatum</i>	23 > 11	h > g/s	23	h		2
21	<i>Closterium abruptum</i>	8 < 11	g	26	h	x	3
22	<i>Cl. acerosum</i>	17 > 10	g/s	10	s		*
23	<i>Cl. acutum</i> var. <i>acutum</i>	35 > 27	m/sh > g	32	g/sh	x	*
24	<i>Cl. acutum</i> var. <i>variabile</i>			-			*
25	<i>Cl. angustatum</i>			9	s		3
26	<i>Cl. attenuatum</i>	20 > 10	h > g	25	g		2
27	<i>Cl. baillyanum</i>			22	gg		3
28	<i>Cl. calosporum</i>			3	s		3
29	<i>Cl. clost.</i> var. <i>intermedium</i>	[3]					D
30	<i>Cl. cornu</i> var. <i>cornu</i>	16 > 7	g > s	3	s		3
31	<i>Cl. cornu</i> var. <i>upsaliense</i>	10 > 8	h > s				D
32	<i>Cl. costatum</i> var. <i>costatum</i>	12 < 21	h < sh/m	27	h		2
33	<i>Cl. costatum</i> var. <i>borgei</i>	9 - 9	g < h	6	g		D
34	<i>Cl. cynthia</i>	12 > 5	g > s	12	g/h		3
35	<i>Cl. diana</i> var. <i>diana</i>			[1]			D
36	<i>Cl. diana</i> var. <i>minus</i>	29 > 24	sh > h/g	38	g		2
37	<i>Cl. ehrenbergii</i>	[1]		28	h		*
38	<i>Closterium gracile</i>	40 > 34	m/sh > h			x	3
39	<i>Cl. idiosporum</i>	30 > 26	h > g	33	s/g	x	3
40	<i>Cl. incurvum</i>	27 > 9	h > s	26	h		3
41	<i>Cl. intermedium</i>	37 > 23	g	34	g	x	3
42	<i>Cl. juncidum</i>	8 > 5	g > s	15	s		3
43	<i>Cl. kuetzingii</i>	31 - 31	g/h	23	h	x	3
44	<i>Cl. leibleinii</i>	[1]		14	s		3
45	<i>Cl. lineatum</i>	16 > 15	h	12	s	x	3
46	<i>Cl. lundellii</i>)12(g	x	D
47	<i>Cl. lunula</i>	15 > 14	g/h	32	g/h		*
48	<i>Cl. moniliferum</i>	14 > 8	g	14	s		*
49	<i>Cl. navicula</i>	30 > 14	h/sh > s	10	s	x	3
50	<i>Cl. parvulum</i>	25 > 22	h	35	g	x	*
51	<i>Cl. praelongum</i> var. <i>prael.</i>	10 > 5	g/h	25	s/g		*
52	<i>Cl. prael.</i> var. <i>brevius</i>	23 > 12	h > g/s	2	s		*
53	<i>Cl. pronum</i>	26 > 8	g/h > s	19	g/h		*

54	<i>Cl. pusillum</i> var. <i>pusillum</i>	-					3
55	<i>Cl. pusillum</i> var. <i>laticeps</i>	[1]					n
56	<i>Closterium ralfsii</i> var. <i>pter.</i>	5 > 2	g > s	[4]		?	n
57	<i>Cl. rostratum</i>	3 - 3	g	6	s	x	3
58	<i>Cl. strigosum</i> var. <i>elegans</i>	[1]		11	g		*
59	<i>Closterium striolatum</i>	42 > 28	h	24	g/h	x	3
60	<i>Cl. sublaterale</i>	[2]					D
61	<i>Cl. tumidulum</i>	38 > 22	h > g	12	g		*
62	<i>Cl. tumidum</i> var. <i>tum.</i>			[4]			D
63	<i>Cl. tum.</i> var. <i>nylandicum</i>			[1]			D
64	<i>Cl. venus</i>	10 > 8	s	21	s/g		3
65	<i>A. cruciferum</i>	[1]		8	g		3
66	<i>A. cucurbita</i>	[1]					3
67	<i>A. gelidum</i>			+	ss		n
68	<i>A. inconspicuum</i>	[1]					2
69	<i>A. spinospermum</i>	5 > 3	s	1	s	x	2
70	<i>Pleurot. crenulatum</i>)1(g				2
71	<i>Pl. ehrenbergii</i>	7 < 8	g/h	25	g		3
72	<i>Pl. maximum</i>	(2)					D
73	<i>Pl. trabecula</i>	4 > 1	g > s	17	g/h		3
74	<i>Tetmemorus granulatus</i>			19	h/sh		3
75	<i>T. laevis</i>			2	ss		3
76	<i>Euastrum ansatum</i>	25 > 19	sh/m>g	31	h/sh		3
77	<i>E. bidentatum</i>			[1]			3
78	<i>E. binale</i> var. <i>gutw.</i>	7 > 5	g > s	2	s		3
79	<i>E. binale</i> var. <i>hians</i>			1 und)5(g/sh		3
80	<i>E. denticulatum</i>			7	h		3
81	<i>E. dubium</i> var. <i>ornatum</i>	[1]					2
82	<i>E. elegans</i>	[2]		9	g/h	x	3
83	<i>E. humerosum</i>			16	h/sh		2
84	<i>E. montanum</i>)1(g				2
85	<i>E. oblongum</i>	13 > 8	sh > h	31	h/sh	x	3
86	<i>E. pectinatum</i>			4	s/g		3
87	<i>E. verrucosum</i>)4(h		3
88	<i>Micrasterias americana</i>			-			3
89	<i>M. papillifera</i>	8 > 1	h > s	9	g/sh	x	3
90	<i>M. rotata</i>			23	g/h	x	3
91	<i>M. thom.</i> var. <i>notata</i>	21 > 14	h > g	32	g/sh	x	3
92	<i>M. truncata</i>			[1]			3
93	<i>Cosmocladium perissum</i>			2	s		n
94	<i>Cosmarium asterosporum</i>	4 - 4	h > s	7	h/sh	x	n
95	<i>C. bioc.</i> var. <i>depressum</i>	[1]					2
96	<i>C. botrytis</i>	22 > 15	h > g	13	s/g	x	3
97	<i>C. caelatum</i>			[1]			2
98	<i>C. contractum</i> var. <i>min.</i>			10	h	x	3
99	<i>C. crenatum</i>			1	ss		3
100	<i>C. davidsonii</i>			[1]			n
101	<i>C. dickii</i>			3	s		2
102	<i>C. difficile</i>			6	g		*
103	<i>C. formosulum</i>	8 > 3	h > s/g				*
104	<i>C. hornavanense</i>	[1]					D
105	<i>C. humile</i>	5 > 3	s				*
106	<i>C. impressulum</i> var. <i>impr.</i>	11 > 3	h/g > g/s	3	s		*
107	<i>C. impr.</i> var. <i>suborthogonum</i>	[1]					D
108	<i>C. inclusum</i>			2	s		n
109	<i>C. laeve</i>	7 > 2	g > s	5	s		*
110	<i>C. majae</i>			2	ss		3
111	<i>C. margaritifera</i>)1(10	g		3
112	<i>C. meneghinii</i>	[2]					3
113	<i>C. notabile</i> var. <i>transiens</i>	[2]		1	ss		n
114	<i>C. novae-semiliae</i> var. <i>sib.</i>			2	ss		n

115	<i>C. obtusatum</i>	1 - 1	s	1	ss		*
116	<i>C. ochthodes</i>	5 > 3	g > s				3
117	<i>C. orthostichum</i>	[2]					2
118	<i>C. pachydermum</i>	5 > 2	s	7	s		3
119	<i>C. polyg. var. acutius</i>	[1]		10	g		n
120	<i>C. polyg. var. depressum</i>	[3]		7	s		3
121	<i>C. praemorsum</i>	12 > 4	g	3	g/h		2
122	<i>C. punctulatum</i>	18 > 7	h > g	4	s	x	3
123	<i>C. quadratum</i>	5 > 2	s	14	s/g		3
124	<i>C. regnellii var. regnellii</i>	?17 > 10	h/sh > g	?8	h/sh		3
125	<i>C. reg. var. minimum</i>	?17 > 10	h/sh > g	?12	h/sh		3
126	<i>C. reg. var. kerguelense</i>	[1]		7			D
127	<i>C. reg. var. pseudoregnellii</i>	[2]					D
128	<i>C. regnesii var. regnesii</i>			6	h/sh	x	2
129	<i>C. regn. var. polonicum</i>	[4]		5	g		2
130	<i>C. reniforme</i>			-			*
131	<i>C. sparsepunctatum</i>			1	s		n
132	<i>C. speciosum</i>	[1]					D
133	<i>C. sphagnicolum</i>			1	ss		3
134	<i>C. sportella var. subn.</i>	[2]					3
135	<i>C. subarctoum</i>	17 > 4	h > s	8	s/g		n
136	<i>C. subcostatum</i>			2	g		3
137	<i>C. subcrenatum</i>	[2]		4	s		3
138	<i>C. subprotumidum</i>	(2)					3
139	<i>C. subspeciosum var. transiens</i>			2	s		3
140	<i>C. tenue</i>	(3)		4	h	x	D
141	<i>C. tetraophthalmum</i>			[1]			3
142	<i>C. turpini</i>	5 > 2	g > s				3
143	<i>C. vexatum var. vexatum</i>	(4)		3	g		3
144	<i>C. vexatum var. concavum</i>			1	s		D
145	<i>C. wembaerense</i>	-					n
146	<i>Teilingia excavata</i>	10 > 1	g > ss	14	h		*
147	<i>T. granulata</i>	27 > 6	m > s	23	h/sh		*
148	<i>T. wallichii</i>	[1]		5	s/g		D
149	<i>Spondylosium papillosum</i>			2	s		2
150	<i>Spondylosium planum</i>	[2]		20	h/sh		*
151	<i>Sp. pulchellum var. bambus.</i>	[3]					2
152	<i>Sp. secedens</i>			4	s		n
153	<i>Hyalotheca diss. var. diss.</i>	46 > 37	sh/m	39	sh/m	x	*
154	<i>H. diss. var. minor</i>	6 > 5	sh	28	h/sh	x	D
155	<i>H. diss. var. tatica</i>	[1]					3
156	<i>Desmidium cylindricum</i>	[2]					1
157	<i>Xanthidium antilopaeum</i>	13 > 9	h > g/s	16	h	x	3
158	<i>X. octocorne</i>	[2]		11	s	x	3
159	<i>Stauroidesmus convergens</i>			1	ss		*
160	<i>St. cuspidatus var. cuspidatus</i>			7	g/h	x	3
161	<i>St. dejectus var. dejectus</i>			13	s/g	x	2
162	<i>St. dej. var. apiculatus</i>	[3]		12	g/h		3
163	<i>St. dickiei var. dickiei</i>	8 > 1	g > s	12	s	x	*
164	<i>St. dickiei var. rhomboideus</i>	12 > 5	h > s	16	g	x	D
165	<i>St. extensus var. extensus</i>			4	s	x	3
166	<i>St. extensus var. isthmus</i>	5 > 2	h > s	6	h/sh	x	n
167	<i>St. extensus var. vulgaris</i>	(8)		9	g	x	3
168	<i>St. glaber var. debaryanus</i>	30 > 4	h > s	17	h	x	3
169	<i>St. mucronatus</i>			3	s/g		3
170	<i>St. omearii</i>			5	s		n
171	<i>St. patens</i>			1	ss		*

172	<i>St. triangularis</i> var. <i>malacensis</i>			[2]			n
173	<i>St. triang.</i> var. <i>subparallelus</i>			11	g/h		3
174	<i>Staurastrum alternans</i>			1	s		3
175	<i>St. anatinum</i>			[1]			D
176	<i>St. avicula</i>)1(s		3
177	<i>St. bieneanum</i>	(3)		11	g	x	2
178	<i>St. borgeanum</i>	3 > 1	g > s	5	g/h	x	n
179	<i>St. botrophilum</i>			[1]			n
180	<i>St. brachiatum</i>			[1]			3
181	<i>St. brebissonii</i>			[1]			3
182	<i>St. chaetoceras</i>			1	s		2
183	<i>St. chavesii</i>)1(s		n
184	<i>St. controversum</i>			[1]			n
185	<i>St. crenulatum</i> var. <i>cont.</i>	[1]		[2]			3
186	<i>St. dispar</i>	4 > 2	g	2	s		2
187	<i>St. furcatum</i>	[1]		2	s		3
188	<i>St. furcigerum</i>	7 - 7	g	6	g/h		3
189	<i>St. granulosum</i>			1	s		n
190	<i>St. hexacerum</i>	17 > 8	g > s	5	s/g		3
191	<i>St. hirsutum</i> var. <i>hirsutum</i>	[2]		1	s		3
192	<i>St. hirs.</i> var. <i>muricatum</i>)1(3
193	<i>St. inflexum</i>	13 > 9	g	9	g		2
194	<i>St. kouwetsii</i>	[1]					n
195	<i>St. lanceolatum</i> var. <i>compr.</i>			2	s		n
196	<i>St. lapponicum</i>	13 > 12	g/h	29	g/h		2
197	<i>St. lunatum</i>	[1]		3	s		3
198	<i>St. margaritaceum</i>	[1]					3
199	<i>St. micron</i>			11	g/h	x	3
200	<i>St. muticum</i>			1	s		3
201	<i>St. orbic.</i> var. <i>depressum</i>	4 > 1	g > s	3	s		2
202	<i>St. oxyacanthum</i>			[1]			2
203	<i>St. paradoxon</i> var. <i>reductum</i>			6	g	x	n
204	<i>St. pilosum</i>	[1]					2
205	<i>St. planctonicum</i>			[1]			3
206	<i>St. polymorphum</i>	12 > 8	g	8	g		3
207	<i>St. polytrichum</i>	12 > 7	g/s				3
208	<i>St. punctulatum</i>	15 > 12	g	21	g	x	*
209	<i>St. senarium</i>)1(s		n
210	<i>St. sexcostatum</i>	10 > 7	g/s	2	s		3
211	<i>St. smithii</i>			[1]			n
212	<i>St. striatum</i>	5 > 3	g/s	7	s		D
213	<i>St. subarcuatum</i>			19	g/sh	x	D
214	<i>St. subavicula</i>			4	s		n
215	<i>St. teliferum</i>	[1]		18	h/sh	x	2
216	<i>St. tetracerum</i>	[1]		9	g	x	3
217	<i>St. trapezicum</i>			1	ss		n
218	<i>St. turgescens</i>	[1]					n
219	? <i>Xanthidium bifidum</i>	[1]					n

Als Vergleichsgrundlage für die Besiedlungsvorgänge der Teiche durch Desmidiaceen dient Referenzliteratur, deren Inhalte im Folgenden kurz zusammengefasst sind, soweit sie im Themenzusammenhang von Bedeutung sind.

– HANDKE und KIES (1990) geben ohne nähere Ausführungen an, dass sie im Hamburger Raum in sechs ca. 10 Jahre alten Teichen eine hohe Artenzahl an Desmidiaceen fanden.

– BROOK (1981, S. 223/224) weist auf die Auswertung von Planktonproben aus einem Schottischen See hin. In diesen Proben waren nach W. und G. S. WEST im Jahr 1904 sieben Desmidiaceentaxa vorhanden. 1954/55 fanden sich noch vier Taxa, von denen drei Arten mit dem Arteninventar von 1904 übereinstimmten, das Vorkommen der anderen vier war erloschen und ein Taxon war neu hinzu gekommen.

– BEHRE (1956) untersuchte die Algenbesiedlung von neun Seen in der Region von Bremen in zwei durch eine 10-jährige Pause getrennten Perioden, 1935 – 1939 und 1949 – 1953. Primäres Ziel war eine möglichst genaue Bestandserfassung, aus der dann ökologische und algensoziologische Auswertungen abgeleitet werden sollten. Der Autor wies 182 Desmidiaceentaxa nach und stellte fest, dass bis zur zweiten Untersuchungsperiode qualitative wie quantitative Veränderungen stattgefunden hatten: Zwar waren für vier der Teiche keine oder nur vermutbare Änderungen festzustellen, für die vier anderen hatte sich aber die Abundanz einer Reihe von Arten verringert oder erhöht, ein Teil der Arten war verschwunden, einige Arten waren hinzugekommen. Für einen See ist eine starke Abnahme der Desmidiaceenarten vermerkt.

– Im Spätsommer 1966 und 1971 untersuchte RŮŽIČKA (1972) die Desmidiaceen-Flora von 18 sehr unterschiedlichen Kleingewässern der Insel Hiddensee. Die zweite Untersuchung ergab gegenüber der ersten, dass mit wenigen Ausnahmen keine Änderungen des Artenbestandes zu verzeichnen waren. Eine weitere Publikation (RŮŽIČKA 1973) beinhaltet Untersuchungen zur Desmidiaceenflora eines Teiches und zweier weiterer Biotope im Naturschutzgebietes Řežabinec in Südböhmen. Sie erfolgte in zwei Perioden von 1941-1952 und von 1957-1958. In der Zeit zwischen erster und zweiter Phase wurde der Stand durch gelegentliche Proben kontrolliert. Bei dem Teich handelt sich um ein Gewässer mit einer Gesamtfläche von 105 ha und einer Tiefe von 1,3-1,4 m. In seinem schwach sauren, an Helophyten reichen Litoralbereich fand der Autor ursprünglich eine reichhaltige Algenflora, die aber in den letzten Jahren der Untersuchung stark abnahm. Die höchste Artendiversität enthielten Kleingewässer in einer ehemaligen Sandgrube, wo RŮŽIČKA (1973, S. 195) „In den Algenaufwüchsen an Wasserpflanzen“ und im Detritus am sandigen Grund der flachen, gut beleuchteten Wasseransammlungen“ 9/10 der insgesamt 193 von ihm nachgewiesenen Desmidiaceen-Taxa fand. Auch für dieses Gebiet ebenso wie für ein Torfmoor weist er auf einen deutlichen Artenrückgang hin. Zu den Veränderungsabläufen sind keine konkreten Daten erhoben worden. RŮŽIČKA hält lediglich fest, dass sich etwa ab 1958 der Artenbestand, insbesondere von acidophilen Arten, stark verminderte.

- Als zentrale Referenzliteratur dient eine Langzeituntersuchung, welche mit der eigenen Fragestellung in wesentlichen Punkten übereinstimmt. Sie wurde von HEIMANS begonnen und von COESEL und Mitarbeiterinnen fortgeführt. Untersuchungsgebiet waren die Oisterwijkschen Vennen, Gewässer in einem Naturschutzgebiet in den Niederlanden. Im Mittelpunkt des Interesses standen bei HEIMANS (1925, 1960) die drei größten Teiche, der Voorste Choorven (VCh), der Achterste Choorven (ACh) und der Van Esschenven (VEs). Ihre Tiefe entspricht mit ca. 1 bis 2 m derjenigen der Teiche des FL und FHD, ihre Flächenausdehnung (Länge mehrere Hundert Meter) ist aber weitaus größer.

Als Ergebnisse der ersten Untersuchungsperiode von 1916-1925 erstellte HEIMANS (1925) eine Liste von 236 Taxa, wobei weitere Gewässer außer den drei genannten einbezogen sind. Drei Vennen besaßen nach seinen Angaben eine (nahezu) übereinstimmende

Desmidiaceenflora, darunter der VCh und der VEs, ansonsten war jeder Teich durch einen Bestand an spezifischen Taxa charakterisiert, der es dem Autor ermöglichte, alleine anhand der Artenzusammensetzung in einem Präparat auf den Herkunftsteich des Materials rückzuschließen. Weiterhin merkt der Autor an, dass sich eine schrittweise Verringerung der Artendiversität abzuzeichnen beginne, von der insbesondere die spezifischen Spezies betroffen seien.

Bis 1947 erlitt die Desmidiaceen-Flora des VCh einen starken Rückgang, der Teich verlandete nahezu. Er wurde abgelassen und der Großteil seiner Bodenfläche wieder auf 1 m, 1,5 m und 2 m Tiefe ausgebaggert, u. a. um wieder Freiwasserbereiche für die Desmidiaceen-Flora zu schaffen (VAN DIJK et al. 1960). Es schloss sich die zweite Untersuchung durch HEIMANS (1960) an, welche für die drei Teiche einen unterschiedlich starken Artenrückgang ergab. Nach den Probeauswertungen in den Jahren 1950 bis 1955 hatte sich die Taxonzahl des VEs drastisch von 148 auf 55 Arten reduziert, wobei 98 Taxa verloren gegangen und 5 neu hinzu gekommen waren. Im ACh war die Anzahl weniger stark von 114 auf 80 Taxa (darunter 2 Neuansiedlungen) gesunken, während in den Jahren 1952-1955 im VCh von ehemals 153 Taxa nur 41 wieder nachzuweisen waren.

Die dritte Untersuchung erfolgte im Jahre 1975, durchgeführt von COESEL et al. (1978). Für den VCh und ACh (jetzt Voorste Goorven bzw. Achterste Goorven geschrieben), geben die Autoren eine weitere Reduktion der Taxa-Zahl auf 43 bzw. 28 an. Damit hat sich nach dem Entschlammen die frühere Artenvielfalt im VCh nicht wieder aufgebaut. Summarisch für den VCh, ACh, VEs und den benachbarten Witven verzeichneten COESEL und Mitautorinnen für die drei Vennen eine Artenabnahme von 195 Taxa im Jahr 1925 auf 123 Taxa im Jahr 1955 und auf 68 Taxa im Jahr 1975. Zugleich bestätigen sie die Aussage von HEIMANS (1925), dass spezifische Arten der Teiche als erste verschwinden: 1975 waren die deutlichen Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen dem VCh und ACh weitestgehend verloren gegangen.

6.1 Pionierphase

Der Besiedlungsbeginn durch Desmidiaceen und die Entwicklung ihrer Artendiversität wird am Beispiel des FL aufgezeigt, wo nach der Fertigstellung der Teiche im Herbst 1985 ab dem Frühjahr 1986 regelmäßige Kontrollen vorgenommen wurden. In Tabelle 7 sind die Ergebnisse von vier Erhebungen in der zweiten Jahreshälfte 1986 zusammengestellt. Aus ihnen ist zu entnehmen, wieviele der 52 Teiche zum Untersuchungsdatum von Zieralgen besiedelt waren, wieviele Taxa insgesamt vorgefunden wurden und wie diese Taxa sich anzahlmäßig (1 – 18) auf die betreffenden Teiche verteilten. Die Probenahmen wurden dabei jeweils an zwei Terminen vorgenommen (Lü 1-27 früheres Datum, Lü 28-52 späteres Datum), da sonst wegen der Materialfülle eine Lebendauswertung der Organismen nicht möglich gewesen wäre.

Tab. 7: Besiedlungsbeginn im FL

20./21.06.1986 17 Taxa in 34 Teichen:	14 x 1, 11 x 2, 4 x 3, 2 x 4, 3 x 5 Taxa/Teich;
01./04.09.1986 39 Taxa in 39 Teichen:	10 x 1, 3 x 2, 4 x 3, 6 x 4, 3 x 5, 5 x 6, 4 x 7, 1 x 8, 1 x 9, 1 x 10, 1 x 11 Taxa/Teich;
07./12.10.1986 44 Taxa in 31 Teichen:	4 x 1, 8 x 2, 7 x 3, 4 x 4, 2 x 5, 1 x 7, 1 x 9, 2 x 10, 1 x 11, 1 x 13 Taxa/Teich;
15./18.11.1986 51 Taxa in 37 Teichen:	8 x 1, 9 x 2, 4 x 3, 2 x 4, 3 x 5, 2 x 6, 3 x 7, 3 x 8, 1 x 9, 1 x 13, 1 x 18 Taxa/Teich.

Die Daten zeigen, dass bereits ca. ein halbes Jahr nach der Anlage in 34 der 52 Teiche 17 Desmidiaceen-Taxa angesiedelt waren, wobei die Artenzahl pro Teich zwischen 1 und 5 Taxa lag. Am häufigsten vertreten waren die Arten *Cylindrocystis brebissonii* und *Closterium striolatum* in je 10 Teichen, *Cl. acutum* var. *acutum* in 9, *St. dickiei* var. *dickiei* in 7 sowie *Cl. acerosum* und *Cl. navicula* in je 5 Teichen. *Cl. acerosum* zeigte in einem der Teiche eine sehr starke Vermehrung.

Gut zwei Monate später waren weitere fünf Gewässer besiedelt. Vor allem aber hatte sich die Taxonzahl deutlich um 22 Arten erhöht und die Artenvielfalt in den Teichen gesteigert. Die Bestandserfassung im Oktober war für einen Teil der Teiche wenig ergiebig: Einige von ihnen waren nach einer niederschlagsfreien Hitzeperiode so weitgehend trocken gefallen, dass keine Probenahme vorgenommen wurden. Bei den noch wasserführenden kleinvolumigen Teichen waren hohe Absterberaten zu verzeichnen, im mikroskopischen Bild erkennbar an der geringen Abundanz von Mikroorganismen generell, einem großen Anteil an Detritus und dem starken Aufkommen von fädigen Cyanobakterien und Cladoceren als Detritusverwertern. Immerhin fanden sich in drei größeren Teichen insgesamt fünf weitere Desmidiaceen-Arten.

Die Auswirkungen der weiterhin geringen Niederschlagsmenge machten sich auch noch in den Novemberdaten bemerkbar. Zwar waren jetzt 51 Zieralgen-Taxa nachweisbar, doch hatte gegenüber den Befunden im September nur bei zwei Teichen, den beiden größten und tiefsten des Gebietes, eine Artenzunahme stattgefunden, während sich bei einigen anderen Teichen die Taxon-Zahl sogar erniedrigt hatte oder die betreffenden Arten zumindest nicht in den Proben präsent waren. Auf eine Auflistung der Reihenfolge, in der die Taxa aufgetreten sind, wird verzichtet, da sich hieraus keine allgemein gültigen Aussagen ableiten lassen. Die Immigrationsfolge hängt von den lokalen Bedingungen ab: Entscheidend ist die Frage, welche Taxa in einer solchen Entfernung zu den zu besiedelnden Gewässern vorkommen, dass sie einen Transport durch Tiere, vor allem Wasservögel und Amphibien, evt. auch gut flugfähige Wasserwanzen- und Wasserkäfer-Imagines, oder mit Wind, Oberflächenwasser und evt. Arbeitsgeräten überstehen (s. u.). Auch mit Kormophyten als Initialpflanzung in Gewässern oder am Gewässerrand können Desmidiaceen eingebracht werden, eine Möglichkeit, die für das zur Diskussion stehende Untersuchungsgebiet nicht von Bedeutung ist.

Bis Ende 1992 waren im FL bis auf die vier Arten, die sich erst während der zweiten Untersuchungsperiode ansiedelten, alle 136 Taxa aufgetreten und die Desmidiaceen-Gesellschaften der Teiche hatten ihr Artenmaximum erreicht (s. Tab. 9). Allerdings waren 1992 bereits erste Tendenzen deutlich, dass Populationen seltenerer Taxa in mehreren Teichen zugrunde gingen/gegangen waren und sich in der Abundanz eine Verschiebung zugunsten größerer *Closterium*-Arten anbahnte.

Im FHD konnte die anfängliche Besiedlungsphase nicht vergleichbar zum FL verfolgt werden, da das Gebiet zu spät kennengelernt wurde. Möglicherweise ist deshalb das eine oder andere nur ephemere aufgetretene Taxon nicht erfasst worden. Bis 1994 hatte sich das Arteninventar im FHD auf 176 Taxa gesteigert. Anders als beim FL waren alle Taxa, die zu einer Populationsbildung gekommen waren, in der zweiten Untersuchungsphase noch präsent. In/bis zu letzterem Zeitraum kamen noch 6 Arten hinzu.

Die passive Immigration erfolgte in beiden Gebieten vermutlich durch einen Transport mit Oberflächenwasser sowie durch Amphibien und Wasservögel. Bei letzteren dürften die in beiden Gebieten brütenden Stockenten (*Anas platyrhynchos*) und die im Frühjahr während der Laichzeit des Grasfrosches (*Rana temporaria*) regelmäßig Beute suchenden Graureiher (*Ardea cinerea*) von besonderer Bedeutung sein, im FHD zusätzlich Graugänse (*Anser anser*). Der Transportmodus sowohl außen am Vogel (Schnabel, Gefieder, Beine) als auch im Darmtrakt wurde als erstem von FRITSCH (1953) vermutet und war Gegenstand verschiedener Untersuchungen. Hier sei nur die Publikation von PROCTOR (1966) ange-

führt, in der die bis dahin erzielten Ergebnisse dargestellt und diskutiert sind. Es ist kritisch anzumerken, dass die von PROCTOR postulierte geringe Bedeutung des äußeren Transportes nicht aus den Versuchsergebnissen des Autors evident ist. Eine Entwässerung von Zellen auf Filterpapier bei 29 bzw. 32 °C zur Klärung der Trocknungsresistenz entspricht allenfalls ansatzweise natürlichen Verhältnissen. So mutmaßt der Autor selbst, dass die Zellen bei langsamerem Austrocknen länger überleben. Nicht berücksichtigt ist, dass Desmidiaceen in Kormophytenbruchstücken wie z.B. von *Elodea spec.* und *Utricularia spec.* oder Algenwatten mitgetragen werden können und dass die Zellen durch eine arttypische, ständig vorhandene Gallertumhüllung (*Hyalotheca spec. u.a.*) oder zeitweise ausgeschiedene Gallerte widerstandsfähiger sein können, als es sich in der Versuchsreihe ergab. Weiterhin ist die Bedeutung des Zygosporientransports nicht untersucht bis auf das Überleben der Zygosporien von *Closterium parvulum* im Vogeldarm. Zudem stellt sich erneut die Frage, inwieweit Material, das Jahrzehnte lang unter gleichförmigen Kulturbedingungen und als Klon gezüchtet worden ist, mit solchem aus dem Freiland vergleichbar ist (s. Kap. 4). Betrachtet man zusätzlich die Fluggeschwindigkeit, welche Stockenten und Gänsevögel erreichen, so erscheint der Außentransport neben dem Transport im Darm zumindest über kürzere Strecken als effektive Verbreitungsmethode: Nach FLINDT (1988, S. 36) erreichen Stockenten und Gänse maximale Fluggeschwindigkeiten von 104 bzw. 91 km/h. Bei einem angenommenen Durchschnittswert von nur 60 km/h können also Zellen in zehn Minuten bereits 10 km weit transportiert werden. Dies ist ein Abstand, innerhalb dessen in der Umgebung der Untersuchungsgebiete und im gesamten südlichen Rothaar-Bereich eine Reihe von Kleingewässern, Gräben und strömungsberuhigten Zonen in kleinen Fließgewässern als potentielle Desmidiaceen-Habitate anzutreffen sind.

6.2 Artendiversität der Gebiete und Spezifität der Teiche

Die Daten von Tabelle 6 weisen deutliche Unterschiede für die Artenzahl der beiden Gebiete und den Ansiedlungserfolg auf.

Im FL waren 140 Taxa nachzuweisen, von denen 85 = 60,7 % ausdauernde Populationen bildeten. 2 Populationen wurden durch Biotopverlust eliminiert: *Closterium pusillum* var. *pusillum* und *Cl. wembaerense* hatten ihr einziges Vorkommen in Lü 42 und verschwanden, als der Wasserstand dauerhaft absank. 8 Taxa gingen innerhalb kurzer Zeit bzw. vor Beginn der zweiten Untersuchungsphase zugrunde und 45 = 32,1 % wurden nur ephemere getroffen.

Für das FHd ergaben sich 182 Taxa, davon 157 = 86,3 % mit erfolgreicher Ansiedlung (155 in Teichen, 2 nur außerhalb der Teiche). 3 Taxa überstanden den zeitweisen Verlust ihres einzigen Biotops nicht, nämlich *Closterium acutum* var. *variabile*, *Micrasterias americana* und *Cosmarium reniforme*, die nicht mehr nachzuweisen waren, nachdem Hd 9 mehrere Wochen trocken gelegen hatte. 22 Taxa = 12,1 % fanden sich nur ephemere.

Im FHd ist somit die Zahl der Taxa, die sich längerfristig ansiedeln konnten, absolut wie prozentual wesentlich höher als im FL. Zu den Unterschieden zwischen den Gebieten zählt auch, dass 21 Taxa, die im FL nur ephemere nachzuweisen waren, sich im FHd langfristig ansiedeln konnten wie z.B. *Spirotaenia condensata*, *Roya obtusa*, die beiden Varietäten von *Cosmarium polygonum* oder *Staurastrum teliferum* und *St. tetracerum*. Umgekehrt gilt dies nur für ein Taxon, *Closterium ralfsii* var. *pterosporum*. Nach dem Jaccard-Index berechnet ergibt sich als Übereinstimmungsgrad zwischen den beiden Gebieten, wenn alle nachgewiesenen Taxa berücksichtigt werden:

Im FL und im FHd 103, nur im FL 37, nur im FHd 79 Taxa; $J = 0,89$.

Ausschließlich für die Taxa betrachtet, denen eine Ansiedlung bis zum Untersuchungsende

gelang, beträgt der Übereinstimmungsgrad:

Im FL und im FHd 74, nur im FL 11, nur im FHd 83 Taxa; $J = 0,79$.

Zu den Spezifitätsunterschieden zwischen den beiden Gebieten ist in Tabelle 8 ein vergleichender Überblick nach höheren systematischen Kategorien für diejenigen Taxa zusammengestellt, die langfristige Populationen entwickelten.

Tab. 8: Anzahl der im FL und FHd langfristig vertretenen Familien bzw. Genera

Systematische Kategorie	n FL	n FHd
Familie Mesotaeniaceae	2	9
Familie Gonatozygaceae	2	3
Familie Peniaceae	3	4
Familie Closteriaceae	29	33
Familie Desmidiaceae		
Genus <i>Pleurotaenium</i>	3	2
Genus <i>Actinotaenium</i>	1	3
Genus <i>Cosmarium</i> (+ <i>Cosmocl.</i>)	17	35
Genus <i>Tetmemorus</i>	-	2
Genus <i>Euastrum</i>	4	9
Genus <i>Micrasterias</i>	2	3
Genus <i>Xanthidium</i>	1	2
Genus <i>Hyalotheca</i>	2	2
Genus <i>Stauroidesmus</i>	4	14
Genus <i>Staurastrum</i>	13	30
Genus <i>Teilingia</i>	2	3
Genus <i>Spondylosium</i>	-	3
Summe n	85	157

Die Familie der Mesotaeniaceae ist im FHd sowohl hinsichtlich der Artenzahl als auch der Abundanz deutlich stärker als im FL vertreten. Die Umhüllungsgallerte von *Mesotaenium macrococum* überzieht als dicke Überzüge Moose an feuchten, quelligen Stellen des FHd, auch weitab der Teiche. Weiterhin besitzt das FHd einen höheren Anteil an *Euastrum*-Arten, zusätzlich mit viel individuenreicheren Populationen. Letzteres gilt auch für die *Micrasterias*-Arten. Die prägnantesten Unterschiede ergeben sich aber bei denjenigen Genera, die in beiden Untersuchungsgebieten vorwiegend durch kleindimensionierte Arten repräsentiert sind: *Cosmarium*, *Stauroidesmus*, *Staurastrum* und – vor allem aufgrund von Abundanzunterschieden – *Teilingia* und *Spondylosium*, deren Vertreter in manchen Hd-Teichen auch 2005 noch sehr häufig vorkamen, während sie in den Lü-Teichen bereits im Jahr 1999 nur noch selten anzutreffen waren.

Bei der Gattung *Closterium* findet sich zwar im FHd absolut eine höhere Taxonzahl, aber die Mehrzahl von ihnen erreicht nur eine geringe Abundanz. Bei den meisten FL-Teichen stellen Closterien dagegen die dominante Gruppe dar, besonders mittelgroße und große Arten. Auch relativ gesehen ist der Unterschied deutlich: Die *Closterium*-Arten im FL machen mit 29 von 85 einen Anteil von 34,1 % aus, während im FHd die Relation 33 zu 157 beträgt, also 21 %.

Einen Überblick über die Taxa-Anzahl pro Teich des FHd im Jahr 2004 enthält Tabelle 9. Als Vergleich ist für das FL die Anzahl angegeben, die bis zum Jahr 1992 als dem Zeitpunkt der maximalen Artenvielfalt in diesem Gebiet erreicht war.

Tab. 9: Maximale Artenzahlen der Teiche des FL (1992) und des FHd (2004)

Taxa	<10	12-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	82	98
Teiche FL	3	9	13	12	8	5	2		
Teiche FHd		6	9	8	10	7	3	1	1

Demnach ergab sich für die größeren Gewässer des FHd ein höheres Artenspektrum an Desmidiaceen als für die mit wenigen Ausnahmen kleineren des FL.

Teichspezifität

Für die beiden Gebiete besteht darin Übereinstimmung, dass sich nach einer Pionierphase von wenigen Jahren eine spezifische Artenkombination in der Mehrzahl der Teiche einstellte. Die Spezifität war dadurch gegeben, dass neben Arten, die in einer größeren Anzahl von Teichen existierten, eine Kombination aus einem oder mehreren meist in geringerer Abundanz nachzuweisenden Taxa mit speziellen Gruppierungen weiterer, in manchen Fällen eudominanter oder dominanter Taxa auftrat. Von daher erhielt eine Reihe von Teichen zusätzlich zur Nummerierung spezielle inoffizielle Laborbezeichnungen (LB). Als Beispiele für eine solche Spezifität sind die 5 Hd-Teiche angeführt, auf die in Kapitel 4.2. bereits hinsichtlich ihrer chemischen und physikalischen Parameter (Tab. 5) eingegangen wurde, sowie zwei weitere Teiche (s. auch Kap. 6.3.).

Hd 24: LB Mesotaenien-Teich. Alle *Spirotaenia*-Taxa, *Netrium digitus* und *Roya obtusa*; dominant *Closterium baillyanum*, subdominant/rezedent *Cl. angustatum*.

Hd 25: LB Micrasterias-Teich. Alle drei *Micrasterias*-Arten mit Zygosporen-Bildung, davon *M. papillifera* dominant, und *Xanthidium antilopaeum*; eudominant *Euastrum oblongum*, dominant *E. verrucosum*.

Hd 26: LB Closterien-Teich. 22 *Closterium*-Arten einschließlich *Cl. juncidum*, subdominant *Tetmemorus granulatus* und die drei *Teilingia*-Arten, rezedent *Actinotaenium cruciferum*.

Hd 28: LB Xanthidium-Teich. *Xanthidium antilopaeum* mit Zygosporen-Bildung und *Staurastrum furcigerum*; dominant *Closterium kuetzingii* und *Cl. ehrenbergii*.

Hd 29: LB Euastrum-Teich. 7 *Euastrum*-Taxa, spezifisch vor allem die Kombination von *E. binale* var. *hians*, *E. humerosum* und *E. pectinatum*, letzteres subdominant bis rezedent.

Hd 34: LB Kleinarten-Teich. Vielzahl kleindimensionierter Taxa der Genera *Cosmarium*, *Stauroidesmus*, *Staurastrum*, *Spondylosium* und *Teilingia*, z. T. mit mehrfacher Zygosporen-Bildung und dominant bis subdominant.

Lü 46: LB Gonatozygon-Teich. *Gonatozygon monotaenium* dominant mit Zygosporen-Bildung, rezedent *G. brebissonii* var. *breb.* und *G. brebissonii* var. *kjellmanii*.

Wie aus dem Beispiel der Teiche Hd 24 und Hd 25 ersichtlich ist, erwiesen sich auch unmittelbar benachbarte Teiche als unterschiedlich in ihrem Desmidiaceenspektrum. Dies gilt genauso für die überwiegend noch viel dichter angeordneten Lü-Teiche. Es bestätigte sich die Aussage von HEIMANS (1969, S. 52), dass bereits vom mikroskopischen Präparat her auf den Herkunftsteich geschlossen werden konnte: „Often a striking difference was observed in the Desmid populations of two neighbouring pools, even where there was no obvious difference at all in the surrounding phanerogam vegetation. When species lists from a number of more or less rich pools in a district were compared, it was possible to distinguish a minority of ubiquists from the much more numerous species which showed a preference for one or other particular habitat.“

6.3 Diversitätsänderungen

Nach HEIMANS (1960) verringerte sich die Spezifität in der Zusammensetzung des Arteninventars bei den von ihm untersuchten Gewässern mit zunehmendem **Artenverlust** immer mehr. Im FL vollzog sich eine solche Entwicklung bei einer Reihe von Teichen sehr kurzfristig. Hier war der Anteil an spezifischen Arten bzw. Artenkombinationen nur in der ersten Untersuchungsperiode klar ausgeprägt. In dem Zeitraum bis zur zweiten Periode war die Entwicklung in Richtung einer Nivellierung der Diversität auf Kosten der zunächst zustande gekommenen, gewässercharakteristischen Kombinationen umgeschlagen. Als konkretes Beispiel für einen derartigen Ablauf ist die Entwicklung in Lü 52 in Tabelle 10 dargelegt. In dem bis 2005 weitgehend verlandeten Moorteich konnten insgesamt 43 Taxa nachgewiesen werden, von denen zwei, die nur ephemer vor 1990 gefunden wurden, nicht in die Liste aufgenommen sind. *Closterium costatum* var. *costatum* und var. *borgei* sind gemeinsam unter *Cl. costatum* gefasst. In den flachen, ca. 5 x 7 m messenden Teich waren bis 1999 umfangreiche *Sphagnum*-Bestände eingewachsen, sodass der Freiwasserbereich stark verringert war. Im Jahr 2005 beschränkte sich das freie Wasser auf Pflützen zwischen wassergesättigten *Sphagnum*-Polstern. Der pH-Wert, der im Untersuchungszeitraum im Bereich zwischen 5,75 und 6,6 variierte, betrug am 08.07.2005, dem Zeitpunkt der letzten Kontrollprobenahme, 5,85. Die Taxa-Nachweise für 1990 stammen aus 9 Proben in ungefähr monatlichem Abstand vom 31.03. bis 24.11, für 1992 aus 8 Proben vom 30.05. bis 15.12., für 1999 aus 10 Proben vom 09.04. bis 01.11. und für 2000 aus 8 Proben vom 23.03. bis 18.07 sowie am 11.10. und 20.11. Die vorgenannte Kontrolluntersuchung erfolgte in einer Zeitperiode, in der erfahrungsgemäß das Artenspektrum des Gewässers voll präsent war. x = in geringer Anzahl bis s/g nachgewiesen, n (2005) = Individuenzahl in einem Präparat. Die übrigen Abkürzungen entsprechen denen bei Tabelle 6.

Tab. 10: Diversitätsentwicklung des Artenspektrums von Lü 52

Taxon	1990	1992	1999	2000	2005
<i>Cyl. brebissonii</i>	x	x	x	x	
<i>Netrium digitus</i>		x			
<i>Gon. monotaenium</i>	x				
<i>Penium cylindrus</i>	x	x			
<i>P. spirostriolatum</i>	x	x	x	x	
<i>Closterium acutum</i>	h	h	x	x	
<i>Cl. attenuatum</i>		x	h	h	
<i>Cl. cornu</i> var. <i>cornu</i>	x	x			
<i>Cl. cornu</i> var. <i>ups.</i>	x	x	h	x	
<i>Cl. costatum</i>	x	x	sh	sh	109
<i>Cl. diana</i>			x	x	1
<i>Cl. gracile</i>	h	h	h	x	
<i>Cl. idiosporum</i>			x	x	
<i>Cl. incurvum</i>	x	x			
<i>Cl. juncidum</i>	x				
<i>Cl. intermedium</i>	x	x	x	x	
<i>Cl. kuetzingii</i>		x	x	x	1
<i>Cl. lunula</i>	x	sh	h	h	6
<i>Cl. moniliferum</i>	x				
<i>Cl. navicula</i>	x		x		
<i>Cl. parvulum</i>	x	x	h	h	
<i>Cl. pronum</i>	x	x	x		
<i>Cl. striolatum</i>	h	h	sh	sh	135
<i>Cl. tumidulum</i>		x	x	x	
<i>Actinotaenium spinosp.</i>		x			
<i>Euastrum ansatum</i>		x	h/sh	h-sh	3
<i>E. binale</i>	x	x	x		
<i>E. elegans</i>	x				
<i>E. oblongum</i>	x	g	h	h	
<i>Micrasterias papill.</i>		g	h	g	
<i>M. thomasiana</i>	x	h	h/sh	h/sh	3
<i>Cosmarium asterosp.</i>	x				
<i>Hyalotheca dissil.</i>	x	x	x	x	3
<i>Staurodes. dick.</i> var. <i>rh.</i>		x			
<i>St. extensus</i> var. <i>isthm.</i>	x	x	x		
<i>St. glaber</i>	x	x	x		
<i>Staurastrum. furcatum</i>	x				
<i>St. lapponicum</i>			x		
<i>St. punctulatum</i>	x	x	x		
<i>St. sexcostatum</i>	x	x	x	x	

Die Besiedlungsdynamik dieses Teiches spiegelt alle charakteristischen Beobachtungen wider, die auch in den anderen verlandenden Teichen des FL gemacht wurden: die Zunahme der Artendiversität bis zum Ende der ersten Untersuchungsperiode, das sporadische Auftreten von Arten, die nicht zur Populationsbildung kamen, und die schnelle Artenabnahme ab 2000, dem Termin, ab dem die Verlandung rasch voran schritt. Bis 2005 war ein regelrechter Zusammenbruch der Artendiversität erfolgt mit Förderung der Abundanz weniger Taxa.

Der Verlust von Habitaten ging im FL für viele Arten mit einer rapiden **Abundanz-Ver-minderung** parallel (s.Tab. 6). Besonders deutlich haben sich die Werte für kleindimensionierte, häufiger im freien Wasser zu findende Arten verschlechtert. Am stärksten betrof-

fene Taxa sind *Closterium incurvum*, *Cl. pronum* und *Cl. navicula*, kleine *Cosmarium*-Species, *Staurodesmus*-Arten und alle Angehörigen der Genera *Spondylosium* und *Teilingia*. Bei ihnen sind nur Populationen mit geringer Abundanz verblieben, auch bei den Arten, die in den Anfangsjahren häufig bis massenhaft auftraten. Ihre Abundanz vergrößern konnten nur die beiden Varietäten von *Closterium costatum*.

Eine derartige rapide Verringerungstendenz hat in den Gewässern des FHD bislang nur bei den vier sehr klein dimensionierten Teichen Hd 2-5 sowie dem sehr flachen Hd 37 und BT 3 eingesetzt, Teichen, die sich alle in weit fortgeschrittener Verlandung befinden. Allerdings könnte es als erstes Anzeichen beginnender Änderungen aufzufassen sein, dass sich in einigen großen, aber flachen Hd-Teichen im Jahr 2004 die Abundanz von *Closterium*-Arten wie *Cl. acerosum*, *Cl. attenuatum*, *Cl. costatum*, *Cl. intermedium*, *Cl. lunula*, *Cl. striolatum* und *Cl. venus* gesteigert hat, während einige zunächst gebietspezifische Arten wie *Cl. angustatum* und *Cl. baillyanum* Abundanzeinbußen erlitten haben.

Damit haben bei den Teichen des FL innerhalb des Untersuchungszeitraums von 15 Jahren deutliche qualitative und quantitative Verluste stattgefunden, nicht aber beim Großteil der FHD-Teiche. Ein ähnlich heterogenes Bild ergibt sich bei den Zeiträumen, die in der Referenzliteratur genannt sind:

Innerhalb von 18 Jahren 4 mal annähernd Artenkonstanz, 4 mal deutliche Spektrenänderungen durch Artenschwund und neu hinzu gekommene Arten, 1 mal starker Artenverlust (BEHRE 1956);

innerhalb von 5 Jahren (nahezu) keine Verluste (RŮŽIČKA 1972);

innerhalb von 17 Jahren deutliche Änderungen und Verluste (RŮŽIČKA 1973);

innerhalb von 39 Jahren langfristig zustande gekommene, starke Verluste (HEIMANS 1925, 1960), bestätigt in weiteren Untersuchungen von COESEL et al. (1975, 1978).

Die längste registrierte, nahezu völlige Artenkonstanz von 46 Jahren beschreibt HEIMANS (1969, S. 63/64): „In several ponds in the diluvial part of the Netherlands a constancy in the species constitution over a relatively long series of years was noted. (...) a species list of an excursion near Nijmegen in 1873 (...) contains 73 species of Desmids. In 1919 I was able to find most of these, including very typical and rare species, unchanged in the same place.“ Weitere Beobachtungen waren dem Autor nicht möglich wegen anschließender drastischer Änderungen („drastic changes“) in dem Gebiet.

Bei HANDKE und KIES (1990) ist bestätigt, dass Sekundärbiotope artenreich besiedelt werden können, bei BROOK (1981) ein Wechsel in der Artenzusammensetzung angeführt, wobei aber die Artenzahl so gering ist, dass diesem Beispiel wenig Aussagegewicht beizumessen ist.

Ein weiteres Charakteristikum des Besiedlungsverlaufes, das nicht aus Tabelle 6 hervorgeht, ist die Tatsache, dass im Laufe des Untersuchungszeitraumes im FL in hohem Maße **Biotopwechsel** stattfanden. Wie bereits in 6.1 erläutert, dürften sie dadurch möglich gewesen sein, dass bei der Mehrzahl der Teiche der Gruppe I bei jedem großen Zufluss von Oberflächenwasser eine Verbindung durch Wasserrinnen besteht sowie bei Gruppe II und noch stärker bei Gruppe III nach starken Niederschlägen Wasser aus den höher gelegenen Teichen hangabwärts zu den tiefer liegenden flutet (s. Abb. 1). Hinzu kommt die in dem kleinräumigen Gebiet offensichtlich effektive Übertragung durch Tiere.

Die Formen des Biotopwechsels sind in Tabelle 11 aufgeschlüsselt. Symbole: nk = Taxon konstant bis 2000 im Teich vorhanden, n- = früheres Vorkommen 1999 erloschen, n+ = 1999 neu besiedelt gefunden.

Tab. 11: Biotopwechsel zwischen 1992 und 1999 im FI

1. Biotopkonstanz

Bei den drei Taxa *Closterium costatum* var. *borgei*, *Cl. rostratum* und *Cosmarium pachydermum* traten weder Biotopwechsel auf noch verringerte oder erhöhte sich die Anzahl der besiedelten Teiche.

2. Biotopwechsel und -verluste

2.1. Gleichbleibende Biotopzahl bei gleich hohen Verlusten und Neubesiedlungen

Closterium kuetzingii: 31k; 9-; 9+; *Cosmarium obtusatum*: 1-, 1+.

2.2. Vollständiger Biotopwechsel mit Gesamtzahl-Verlusten

Cosmarium impressulum 11-, 3+; *C. subarctoum* 17-, 4+; *Staurodesmus extensus* var. *isthmosus* 5-, 2+; *Staurastrum orbiculare* var. *depr.* 4-; 1+; *Teilingia excavata* 10-, 1+.

2.3. Behauptung und Verlust von Biotopen

Penium cylindrus 5k, 5-; *P. margaritaceum* 1k, 3-; *Closterium praelongum* var. *prael.* 5k, 5-; *Cl. venus* 8k, 2-; *Pleurotaenium trabecula* 1k, 3-; *Actinotaenium spinospermum* 3k, 2-; *Cosmarium laeve* 2k, 5-; *C. turpinii* 2k, 3-; *Micrasterias papillifera* 1k, 7-; *Staurodesmus dickiei* var. *dickiei* 1k, 7-; *Staurastrum borgeanum* 1k, 2-; *St. striatum* 3k, 2-; *Hyalotheca dissiliens* var. *minor* 5k, 1-.

2.4. Biotopbehauptung, Biotopverluste und Neubesiedlungen kombiniert

Die Mehrzahl der Taxa, insgesamt 54, blieb in einem Teil der bis 1992 besiedelten Biotope erhalten, verlor einen Großteil ihrer ursprünglichen Biotope und breitete sich in einigen Teichen neu aus. Als Beispiele sind fünf Taxa aufgeführt: *Cylindrocystis brebissonii* 18k, 24-, 5+; *Closterium incurvum* 6k, 21-, 3+; *Cl. navicula* 13k, 17-, 1+; *Cl. pronum* 6k, 20-, 2+; *Staurodesmus glaber* var. *deb.* 3k, 27-, 1+.

3. Biotopausweitung

Closterium costatum var. *cost.*: 12k, 9+; *Cl. abruptum*: 4k, 4-, 7+; *Pleurotaenium ehrenbergii* 2k, 5-, 6+.

Auch in Hinblick auf den Biotopwechsel besteht ein gravierender Unterschied zwischen den beiden Gebieten. Im FHD war bei der Mehrzahl der Taxa bis zum Ende der zweiten Untersuchungsperiode weitgehende **Kontinuität** gegeben. Biotopverluste außer in den fast verlandeten Kleinteichen waren selten, wenige Arten bei Untersuchungsabschluss noch in Ausbreitung begriffen. Das eklatanteste Beispiel für die beiden letzteren Aspekte ist *Closterium lundellii*. Der Transport erfolgte vermutlich durch Wassergeflügel, das in den betreffenden Teichen ein reiches Nahrungsangebot findet und als Spuren seiner Futtersuche immer wieder abgerissene, auf der Wasseroberfläche treibende Pflanzenteile hinterlässt. Der Besiedlungsablauf (Daten = erster Fund in einer Probe) gestaltete sich wie folgt:

22.02.2000	Erstnachweis in BT 3, Aufbau einer Massenpopulation;
11.03.2001	Funde in Hd 31, 32, 34 und 35;
11.05.2001	Funde in Hd 30, 29, 18 und 17;
11.05.2001	Funde in BT 1, BT 7 und BT 8, keine Populationsbildung;
Oktober 2001	Vorkommen in BT3 und Hd 31 erloschen;
16.05.2003	Vorkommen in Hd 35 und 18 erloschen;
09.06.2003	Funde in BT 6, Hd 36, 33 und 28;
26.05.2004	Funde in Hd 24, 9, 8 und 1.

Damit war das Taxon, das im Jahr 2000 zum ersten Mal im Gebiet gefunden wurde, innerhalb von 4 Jahren von einem auf 19 weitere Teiche verbreitet worden. In 6 dieser Teiche war bis zum Ende der Untersuchungen keine oder keine längerfristige Populationsbildung zustande gekommen und das erste, sehr individuenreiche Vorkommen in dem fast verlandeten BT 3 war erloschen.

Ein zweites Beispiel ist *Euastrum binale* var. *hians*, ein Taxon, das zunächst in besonderem Maße spezifisch war: Von 1991 bis 2003 lebte die einzige Population in Hd 29, wo das Taxon regelmäßig und in hoher Abundanz in den Proben enthalten war. Am 20.06.2003 fanden sich zum ersten Mal Exemplare in BT 7 und BT 8, am 15.05.2004 in Hd 35 und Hd 36 sowie am 02.06.2004 in Hd 28.

Im FL kam es zwar auch noch zu Neuansiedlungen ab 1999, doch konnte hier bis Untersuchungsende keine Ausbreitung der betreffenden drei Arten beobachtet werden.

Durch den regen Taxon-Austausch zwischen den Gewässern des FL erhielten die einzelnen Taxa die Chance, immer wieder in neue, (noch) zur Populationsbildung geeignete Habitats zu gelangen und so trotz evt. verschlechterter Bedingungen im Herkunftsbiotop zu überleben (s. Kap. 7). Die große Anzahl heterogener Teiche förderte also einen längerfristigen Diversitätserhalt im Gebiet.

Ergänzend zum Thema Biotopwechsel sei die Bildung von **Zygospor**en angesprochen. Sie konnte während des Untersuchungszeitraumes bei 49 Taxa beobachtet werden, z. T. mehrmals in einem Jahr und Teich, z. T. auch in mehreren Jahren hintereinander. Sieben weitere Zygosporontypen konnten nicht zugeordnet werden, weil die leeren Semizellen bei ihrem bisher nur einmal erfolgten Fund bereits fehlten. Mit 56 Taxa = 33,3 % der populationsbildenden Desmidiaceenarten der beiden Gebiete bildete also ein Drittel der Taxa diese für Verbreitung, Überdauerung und Wiederausbreitung nach kritischen Phasen (z. B. Trockenfallen des Gewässers) wichtigen Dauersporen. Auf nähere Angaben wird an dieser Stelle verzichtet, da die Thematik für Teil II vorgesehen ist.

6.4 Rote Liste-Arten

Neben der absoluten Anzahl der nachgewiesenen Taxa ist zur Beurteilung, welcher Wert den Gebieten als Biotope für Desmidiaceen zukommt, die Frage von Bedeutung, inwieweit die Teiche gefährdeten oder bislang selten bzw. noch nicht für Deutschland nachgewiesenen Arten Lebensraum bieten/boten. Den Beurteilungsmaßstab hierfür liefert die Rote Liste der Desmidiaceen von GUTOWSKI et al. (1996). Nach ihren Angaben sind die Tabellen 12 a und b zusammengestellt. In Tabelle 12 a sind unter regionalen Verbreitungsgesichtspunkten alle Taxa berücksichtigt, die nachgewiesen wurden, weil anzunehmen ist, dass auch Arten, die im FL und FHd nur ephemere auftraten, in der Region mit Populationen existieren (s. Kap. 6.1). Tabelle 12 b listet, bezogen auf die spezielle Situation in den Untersuchungsgebieten, nur die dort beständigen Taxa auf. Die Abkürzungen entsprechen denen von Tabelle 6.

Tab. 12 a: Rote Liste-Kategorien aller nachgewiesenen Taxa

Kat. RL	FL + FHd		FL		FHd	
	n	%	n	%	n	%
1	1	0,6	-	-	1	0,6
2	27	16,1	15	17,6	25	15,9
3	81	48,2	41	48,2	76	48,4
*	25	14,9	19	22,4	23	14,6
D	11	6,5	5	5,9	10	6,4
n	23	13,7	5	5,9	22	14,0
Σ	168	100	85	100	157	99,9

Tab. 12 b: Rote Liste-Kategorien der beständigen Taxa

Kat. RL	FL + FHd		FL		FHd	
	n	%	n	%	n	%
1	1	0,6	-	-	1	0,6
2	27	16,1	15	17,6	25	15,9
3	81	48,2	41	48,2	76	48,4
*	25	14,9	19	22,4	23	14,6
D	11	6,5	5	5,9	10	6,4
n	23	13,7	5	5,9	22	14,0
Σ	168	100	85	100	157	99,9

Von der Gesamtzahl von 219 Taxa sind nur 27 Taxa = 12,3 % als derzeit nicht gefährdet in der RL 96 eingestuft. 137 Taxa = 62,6 % sind den Kategorien 1-3 zugeordnet, während 55 = 25,1 % nach dem bisherigen Kenntnisstand als selten gelten, da sie unter D rangieren bzw. noch nicht (n) in der RL 96 erfasst sind. Im Vergleich der beiden Gebiete erweist sich das FHd mit der schon beschriebenen, deutlich größeren Artendiversität auch als Gebiet mit der höheren absoluten Rate an gefährdeten und seltenen Arten: 157 Taxa im FHd stehen 118 im FL gegenüber, wobei die Anzahl der nicht gefährdeten Arten mit 25 (FHd) und 22 (FL) dicht beieinander liegt und in beiden Gebieten als niedrig zu werten ist.

Aus Tabelle 12 b geht für das FL hervor, dass im Rahmen der nicht gelungenen Ansiedlungen und der Artenminderung im Laufe der Gebietsentwicklung vor allem in den kritischen Kategorien eine deutliche Abnahme stattgefunden hat, welche die Gesamtwerte für beide Gebiete stark absenkt. Beim FHd sind die Verluste in den betreffenden Kategorien wesentlich geringer. Dies ist noch einmal in Tabelle 13 verdeutlicht, wo nach dem Kriterium der Rote Liste-Bewertung der absolute und prozentuale Artenverlust pro Kategorie für die beiden Gebiete gegenübergestellt ist.

Tab. 13: Rückgangsrate von RL-Taxa im FL und FH

Kat. RL	FL		Verlust		FHd		Verlust	
	von	auf	abs.	%	von	auf	abs.	%
1	2	0	2	100	1	1	0	0
2	26	15	11	42,3	27	25	2	7,4
3	63	41	22	34,9	86	76	10	11,6
*	22	19	3	13,6	25	23	2	8,0
D	15	5	10	66,7	15	10	5	33,3
n	12	5	7	58,3	28	22	6	21,4

Wie die Daten ausweisen, ist nur bei den nicht gefährdeten Taxa der Unterschied zwischen den beiden Gebieten gering, für die als gefährdet bzw. selten eingestuft Arten dagegen eklatant.

Zusammenfassung

1. Die neu angelegten Teiche wurden schnell besiedelt, die maximale Artenzahl war in beiden Gebieten innerhalb weniger Jahre erreicht. Danach erfolgten Neuansiedlungen nur noch in geringem Maße.

2. Die Artendiversität kann in Relation zur Größe der Gewässer als hoch eingestuft werden.
3. Ca. ein Fünftel der immigrierten Arten war nicht in der Lage, längerfristig eine Population zu bilden. Für manche Arten ergaben sich Unterschiede zwischen den beiden Gebieten.
4. Die Artenspektren der Gebiete wie die der Teiche waren spezifisch: Es waren sowohl Unterschiede zwischen den beiden Gebieten als auch bei der Mehrzahl der Teiche festzustellen. Die Spezifität der Teiche war durch das kombinierte Auftreten relativ weniger Arten bedingt, während die Mehrzahl der Taxa in einer größeren Anzahl der Gewässer verbreitet war.
5. Im FHD waren weitaus mehr kleindimensionierte Arten als im FL vertreten. Die wenigen entsprechenden Taxa im FL zeigten bereits in der ersten Untersuchungsphase starke Abundanz- und Biotopverluste.
6. In den Teichen des FL reduzierte sich in 15 Jahren die Artenzahl stark, wobei zuerst spezifische Arten verschwanden. Auch die Abundanz nahm im FL bei fast allen Taxa stark ab. Im FHD verläuft die Entwicklung deutlich langsamer. Hier waren nach 15 Jahren außer bei sechs kleinen Teichen noch keine derartigen Veränderungen festzustellen.
7. Durch einen ausgeprägten Biotopwechsel der Mehrzahl der Desmidiaceen-Taxa zwischen den Teichen des FL verringerte sich der Gesamt-Artenverlust für das Gebiet.
8. Eine Auswertung des Artenbestandes nach Rote Liste-Kriterien belegt für beide Gebiete einen hohen Anteil an gefährdeten und seltenen Arten, auch hier mit deutlichen Unterschieden zugunsten des FHD.

7 Diskussion

Mit 219 Taxa ist in den 97 Teichen der beiden Gebiete eine **hohe Artenzahl** erreicht, wie aus einem Vergleich mit den Angaben der Referenzliteratur (Kap. 6) hervorgeht: 236 Taxa (HEIMANS 1925), 182 Taxa (BEHRE 1956), 121 (und zwei als nicht bestimmbar erwähnte) Taxa (RŮŽIČKA 1972) und 193 Taxa (RŮŽIČKA 1973). Weiterhin fand DONAT (1926) 256 Taxa in ca. 100 verschiedenen Mooren und Gewässern der Mark Brandenburg und der Lüneburger Heide und FLORIN (1957) 126 Taxa in 18 schwedischen Seen. Für 13 Eifelmaare wies SCHARF (1985) insgesamt 74 Taxa nach.

Die artenreiche Besiedlung im FL und FHD ist zum einen in den Gewässereigenschaften begründet. Die Teiche sind in Bodentypen angelegt, die für Desmidiaceen günstige Rahmenbedingungen schaffen, wie in Kapitel 4 aufgezeigt wurde. Die Umgebungsstruktur der Gewässer gewährleistet Helligkeitsverhältnisse, die den Ansprüchen der als lichtbedürftig bekannten Desmidiaceen gerecht werden. Das Profil der meisten Teiche ist günstig gestaltet sowohl für die Ausbildung einer flachen Uferzone mit freien Sedimentpartien als auch für die Ansiedlung von Hydrophyten, die für die zahlreichen Metaphyton-Angehörigen unter den Desmidiaceen von größter Bedeutung sind (RŮŽIČKA 1973, BROOK 1981). Hinzu kommt, dass keine anthropogen bedingten Immissionen oder schädigenden Eingriffe stattfinden. Es bestätigt sich die Aussage von COESEL (1983 a, S. 392): „Die umfassendsten Desmidiaceenverbände fanden sich an Stellen mit mässigem Elektrolytgehalt, vor allem in räumlich (d. h. habitatdifferenziert) und periodisch (nischendifferenziert) ziemlich variablen Situationen.“ Zusammen mit der ökologischen Differenziertheit ist durch die anfängliche rasche Zunahme der Artenzahl eine gute Akzessibilität (HEIMANS 1954) belegt. Der Autor (1960, S. 26) definiert: „Onder accessibiliteit versta ik het complex van milieufactoren en -verhoudingen, die de mogelijkheid bepalen voor de bij

dit milieu passende biocoenosen om de plek ook werkelijk te bereiken, opdat ze zich daar zullen installeren.“ Somit haben sich die zur Diskussion stehenden Sekundärbiotope in Form von Teichen, die im Sinne von HEIMANS in **günstiger Umgebung** angelegt sind, grundsätzlich als geeignete Ersatzbiotope für Desmidiaceen erwiesen. Dies bestätigt die Auswertung nach Rote Liste-Arten.

Die Teiche verfügen trotz der Übereinstimmung von geologischem Untergrund, Regional-klima und Exposition sowie der besonders beim FL gegebenen räumlichen Nähe und weitgehend einheitlichen Umgebung über **spezifische Artenkombinationen**. Nach HEIMANS (1960, S. 26) lässt das Fehlen von Arten im einen Gewässer und ihre Anwesenheit im andern nicht den Schluss zu, „dat het gevonden onderscheid dus slechts op toeval berust en niet op verschil in milieu.“ Dieser Meinung entsprechen die eigenen Ergebnisse, dass sich die Teiche als untereinander heterogene Biotope erwiesen haben und dass aus dem Verlauf der Besiedlung auf eine wiederholt erfolgte Übertragung zwischen den Teichen und damit nicht nur auf eine einmalige, zufällige Ansiedlungschance von Arten rückgeschlossen werden kann. Den Zusammenhang zwischen Artendiversität und Inhomogenität des Milieus des einzelnen Teiches wertet HEIMANS (1969, S. 64) mit „the great variation in the species assortment of the separate pools must be an indication of different combinations of environmental factors“. Demnach ist die Begründung dafür, dass manchen Arten in keinem oder nur in einem der beiden Gebiete eine Ansiedlung gelungen ist, dass andere Taxa nach kurzem Populationsaufbau wieder verschwunden sind oder dass sie sich nur in einem oder wenigen Teichen ansiedeln konnten, in einer unterschiedlichen Potenz der Desmidiaceen-Taxa gegenüber den gebotenen abiotischen Faktorenkombinationen zu suchen. Um welche ökologischen Ansprüche es sich dabei im Einzelnen handelt, kann nicht belegt werden. Zwar existieren Untersuchungen zu dieser Thematik, doch ist es bei Laborversuchen nicht möglich, die Komplexität der Freilandverhältnisse und die raschen Schwankungen der Faktorenintensitäten nachzuahmen und damit die Auswirkungen der Korrelationen zwischen der Vielzahl valenter abiotischer und auch biotischer Faktoren zu spezifizieren. Die experimentellen Ergebnisse haben jedoch den Beleg erbracht, dass Reaktionsdifferenzen zwischen verschiedenen Taxa bestehen und sich der Einfluss derselben abiotischen Faktorenintensität auf Wachstum und Vermehrung verschiedener Desmidiaceentaxa unterschiedlich auswirken kann. Nach TASSIGNY (1971) wurde das Wachstum von vier Desmidiaceen-Taxa in unterschiedlichem Maße durch die Calciumkonzentration des Kulturmediums beeinflusst. Zu entsprechenden Resultaten kam GOUGH (1977) bei drei anderen Arten für Ca^{2+} und pH-Wert. KORN (1969) wies Cyanocobalamin (Vitamin B_{12}) als essentiell für *Cosmarium turpinii* nach, ein Vitamin, das nach MOSS (1973 b) eine Reihe von Algen benötigen. In geringerem Maße kommen nach letzterem Autor auch Thiamin und Biotin in Betracht. Speziell bei Desmidiaceen wies MOSS (1973 b) Vitamin B_{12} als essentiell für drei Taxa nach, nicht benötigt wurde es von vier Arten. Keine der sieben Arten war auf die Zufuhr von Biotin oder Thiamin angewiesen. Sechs von MOSS (1973 b) überprüfte Desmidiaceen-Taxa zeigten ein temperaturabhängig unterschiedliches Wachstum zwischen 15 und 36 °C mit Optima etwa zwischen 20-25 °C. *Micrasterias americana* und *Desmidium swartzii* wuchsen noch bei 36 °C, wobei für letzteres sich aber ab 30 °C der überoptimale Pejusbereich deutlich abzeichnete. Für die übrigen Arten lag sein Beginn zwischen 20 und 30 °C, die obere Toleranzgrenze für das Wachstum zwischen 30 und 36 °C. EVANS, zitiert in BROOK (1981), fand bei verschiedenen Desmidiaceenarten eine unterschiedlich ausgeprägte Trockenresistenz.

Insgesamt gilt nach wie vor die Feststellung von WOELKERLING et al. (1976, S. 30): „The problem of accounting for observed desmid distributions in natural environments appears complex and has not been resolved.“ GOUGH (1977, S. 1299) unterstützt diese Ansicht mit „there may be no universal set of parameters which influences the growth of either soft water or hard water taxa as a group“ und „The role of various biological factors also

remains largely unexplored.“ Die Ergebnisse der eigenen Untersuchung belegen jedoch, dass die **Vielzahl von Teichen** in den beiden Untersuchungsgebieten eine hohe Biotopdiversität garantiert und in dem von der Akzessibilität vorgegebenen Rahmen mit entscheidend ist für die **potentielle Artendiversität**.

Hinsichtlich der **tatsächlich erreichten Artenzahl und Gesellschaftszusammensetzung** bestehen zwischen den Gebieten und Teichen Unterschiede. Die kleinsten und flachsten Teiche beider Gebiete wiesen bis maximal 20 Arten auf, die Teiche des FL besaßen in der Mehrzahl eine geringere Artendiversität als die größeren des FHD und eine hohe Anzahl und Abundanz kleindimensionierter Desmidiaceen-Arten war an Teiche mit größerem Wasserkörper und einer Tiefe von mindestens 50 cm gebunden. Somit fragt sich, welche Unterschiede durch die Gewässergröße bedingt werden, die Einfluss auf die Artendiversität haben, ausgehend von der Inhomogenität des Milieus und der Ansiedlung der Desmidiaceen in ephemeren Patches und als Metaphyton sowie der Koexistenz einer Vielzahl von Taxa auf engem Raum.

HUTCHINSON (1961) widerspricht in ihren Überlegungen zum „paradox of the plankton“ den bis dahin vertretenen Auffassungen, dass Nischendifferenzierungen in einem Ökosystem, das sich in einem Fließgleichgewicht befindet, und Konkurrenzausschluss alleiniger Maßstab für das Artenspektrum sind. Ausgehend von dem Nachweis, dass die Konstellationen der maßgeblichen Umweltfaktoren ständigen Fluktuationen unterliegen, postuliert sie, dass die Koexistenzmöglichkeit vieler Arten planktonischer Algen im Pelagion eines Sees oder Meeres davon abhängig ist, dass Konkurrenzauswirkungen nicht bis zu einem Gleichgewichtszustand fortschreiten und der Konkurrenzzustand ständig wechselt. Anhand seiner Untersuchungsergebnisse bei tropischen Regenwäldern und Korallenriffen schließt sich CONNELL (1978, S. 1302) dieser Meinung an: „I first explore the view that communities seldom or never reach an equilibrium state, and that high diversity is a consequence of continually changing conditions.“ WISSEL (1989, S. 121) formuliert die Bedingungen für die Koexistenz einer Vielzahl von Arten: „Die Zahl n koexistierender Arten kann größer als die Anzahl k der Ressourcen, um welche sie konkurrieren, sein, falls Ressourcen und Individuenzahlen zufällig oder deterministisch variieren und nichtlineare Abhängigkeiten der Wachstumsrate zum Tragen kommen.“ Auch TOWNSEND (1991) vertritt die Auffassung, dass i. a. die Umweltbedingungen nicht konstant genug sind, als dass es zu einem konkurrenzbedingten Ausschluss von Arten kommen würde. Die Auswirkungen der Inhomogenität des Lebensmilieus auf die besiedelnden Organismen fasst HUTCHINSON (1961, S. 139) in die Worte: „A heterogeneously diverse biotope is divided into elements at least some of which are larged compared to the ranges of the organisms“.

Wie die Messungen gezeigt haben sind die einzelnen Bereiche eines Gewässers im annualen wie diurnalen Rhythmus z. T. schwerwiegenden Änderungen unterworfen. Für die Desmidiaceen resultiert hieraus eine Spanne, die mikrolokal von optimalen Bedingungen über Gefährdung bis zur Vernichtung der Vertreter einzelner Taxa oder ganzer Gruppen und Patches beim Überschreiten von Toleranzgrenzen reicht. Das langfristige Schicksal von Desmidiaceen-Populationen hängt also davon ab, dass in ausreichendem Maße Individuen innerhalb des Teiches verbreitet werden und in lebensgeeignete Areale gelangen. Die zentrale Bedeutung von Strömungsvorgängen hierbei betont BROOK (1981, S. 203) mit den Worten: „water circulation may be a factor of great, and at time overriding, importance in determining the nature and abundance of the desmids populations of lakes“. Das Ausmaß der Strömung als Transportmittel bzw. generell das Ausmaß mechanischer Störungen ist in den Untersuchungsgebieten als entscheidend für das Arteninventar zu betrachten. Von Strömungsvorgängen werden Desmidiaceen-Zellen zufällig und passiv mitgeführt und sinken schließlich mehr oder minder weit vom Ausgangsort entfernt wieder ab, wie BROOK (1981, S. 202) beschreibt: „Thus where water circulation is poor it would seem that

desmids sediment rapidly.“ Durch diesen Transport und die durch Tiere und aufotolierenden Bodenmaterial bewirkten Lücken erschließen sich den Desmidiaceen immer wieder neue Habitatareale, die im Sinne einer gründerkontrollierten Gemeinschaft (YODZIS 1986) in Patch-Form besiedelt werden können, auch von spezifischen Taxa und Arten, die erst später in ein Gewässer gelangen. Zwar schreitet innerhalb der Patches die Konkurrenz um so mehr fort, je länger die Aggregation besteht, aber die Vielzahl an kurzfristigen Intensitätsschwankungen der valenten Faktoren verhindert, dass es bis zur nächsten Störung zu einer dominanzkontrollierten Gemeinschaft kommt, aus der Taxa verdrängt werden (YODZIS 1986). Erfolgt Transport und Verteilung häufig und intensiv genug, ist die Schädigung oder Extinktion einzelner Patches z.B. durch Austrocknung, Überhitzung oder mechanische Zerstörung so lange unbedeutend für den Artenerhalt, wie nach dem Metapopulationen-Modell von LEVINS (1969) noch in ausreichender Anzahl Bereiche verbleiben, die als Refugien und Reproduktionsstätten dienen können und von denen aus eine Rekolonisierung oder Erstbesiedlung erfolgen kann.

Im Maß der Heterogenität der Umweltfaktoren und der Strömungen dürfte auch die Begründung für die **Besiedlungsunterschiede** zwischen den kleinen und größeren Gewässern zu suchen sein. Bei kleinen Teichen bewirken das geringe Volumen und vor allem die geringe Tiefe des Wasserkörpers eine weitergehende Angleichung der abiotischen Bedingungen als es bei den größeren Gewässern der Fall ist. Es kommt eher zu Extrembedingungen, die belastend und durch Überschreiten der Toleranzgrenzen auslesend auf den Artenbestand wirken, z.B. durch hohe Temperaturen oder Austrocknung. Zudem reduziert sich durch den flachen Wasserstand das Strömungsausmaß, führt zu einer weniger effektiven Umverteilung der Desmidiaceen und begünstigt einen konkurrenzfördernden Sukzessionsablauf.

Auffällig in beiden Gebieten war die **Bindung** einer Reihe **kleindimensionierter Taxa** an Teiche mit größerem Wasserkörper. Sie äußerte sich im FL in raschen Abundanzverlusten der betreffenden Arten parallel zur fortschreitenden Verlandung der Gewässer. Noch augenfälliger ist das Ergebnis eines Vergleichs zwischen den beiden Gebieten, wonach die Mehrzahl kleiner Arten nur in Gewässern des FHD zur Bildung von Populationen kam, die in ihnen überwiegend seit mehr als 10 Jahren existieren. Es ist anzunehmen, dass auch für diesen Unterschied die Strömung der primär maßgebliche Faktor ist und dass sie für kleine Taxa eine weitergehende Bedeutung als für große hat: Ein Transport in die gut durchmischten Freiwasserbereiche schützt vor zeitweisen lokalen Spitzenbelastungen durch chemische und physikalische Ökofaktoren und sichert den Individuen einen besseren Zugang zu im Wasser befindlichen Stoffen. Freies CO₂ (MOSS 1973 b) ist hier leichter verfügbar als in Konkurrenz mit den größeren Taxa in den mehr oder minder stark durchströmten Habitaten des Metaphytens oder auf dem Sediment. Dasselbe gilt für sonstige Nährstoffe, die aus Abbaubereichen im Teich stammen und durch die Strömung verteilt oder im Freiwasserbereich selbst freigesetzt werden. Letztere stammen aus der raschen Autolyse von (vor allem tierischen) Mikroorganismen, die nach KRAUSE (1959) unmittelbar nach dem Tod ca. 21 % ihrer Gesamtsubstanz verlieren, und aus der Abbautätigkeit von Bakterien, Angehörigen der Gruppe mit dem höchsten Stoffumsatz, die im freien Wasser als Teil des Sestons an Schwebstoffpartikeln festhaftend verteilt sind (UHLMANN 1988). Auch Licht steht hier in größerem Maße zur Verfügung als in Hydrophyten-Beständen. Der Aufenthalt im freien Wasser verhindert weiterhin die Überdeckung mit Sediment. ROUND (1957 b, S. 659) betont in diesem Zusammenhang die Bedeutung von aktiver Beweglichkeit der Zellindividuen: „A prime necessity for benthic forms appears to be mobility, in order to overcome burial during the periods of wave-induced and animal-induced disturbance of the sediments“. Hier ist also die Notwendigkeit und Fähigkeit benthischer Algen angesprochen, sich mit Hilfe aktiver Beweglichkeit, die im

Fall der Desmidiaceen durch Schleimausstoß bewirkt wird, wieder zu befreien, wenn sie verschüttet worden sind. Im Rahmen positiver oder negativer phototaktischer Reaktionen ist die aktive Bewegungsmöglichkeit ebenfalls von Nutzen (HALLDAL 1962, BROOK 1981). Da die Abscheidung des Schleims aus schwefelhaltigen Polysacchariden (BROOK 1981) einen Material- und Energieverlust bedeutet, dürfte gerade bei kleinen Arten, soweit sie überhaupt zu effektiver Eigenbeweglichkeit imstande sind, bei kurzfristig sich wiederholenden Belastungen die stoffwechselphysiologische Grenze bald erreicht sein. Ein Beispiel dafür, dass eine derartige Überdeckung, hier durch die Ablagerung von Limonit, zum Absterben von Desmidiaceen führen kann, sind die drei kleinen Teiche im FL. Somit ist es denkbar, dass kleine Arten in stärkerem Maße als größere einen wiederholten Aufenthalt im Freiwasser benötigen, wo sie bessere Bedingungen für Wachstum und Reproduktion finden. Ihr verringertes Übergewicht, ihr kleiner Zelldurchmesser und die Vergrößerung des Formwiderstandes durch morphologische Differenzierungen (Abflachung, Fortsätze und Arme), Kettenbildung und in manchen Fällen durch eine Gallerthülle erleichtern es ihnen dabei, schon bei schwachen Wasserbewegungen im Schwebestand zu bleiben (s. UHLMANN 1988). Entfällt diese Möglichkeit immer mehr, reduziert sich entsprechend der Bestand an kleinen Arten oder es kommt bei von vorneherein ungünstiger Abmessung und/oder Form des Gewässers gar nicht erst zur Populationsbildung.

Die dritte Anforderung an ein Desmidiaceen-Gewässer ist also eine **strömungstechnisch günstige Form und Mindestgröße**, die eine ausreichende Dynamik im Sinne von LEVINS (1969) garantiert. Allerdings sind auch bei der Maximalgröße Grenzen gesetzt. Große oder sehr große Gewässer gemäß der limnologischen Definition von Seen gelten nicht als optimal, da „die Desmidiaceen in den Seen tatsächlich weniger häufig sind. Sie bevorzugen kleinere Gewässer“ (BEHRE 1956, S. 270). Dies bestätigt sich anhand der quantitativen Angaben der Referenzliteratur. In diesem Zusammenhang sind auch die Ergebnisse von CVIJAN et al. (1991) von Interesse, welche die Änderungen des Desmidiaceen-Besatzes über einen Zeitraum von 83 Jahren für ein sehr großes Torfmoor-Gewässer im ehemaligen Jugoslawien schildern: Während für die Jahre von 1906 bis 1948 insgesamt 329 Taxa aufgelistet sind (Gründe für den umfangreichen Taxa-Wechsel innerhalb dieser Periode sind nicht genannt), reduzierte sich nach der Flutung des Moores zu einem sehr großen, bis 25 m tiefen See (1949 bis 1954) die Artenzahl der Desmidiaceen drastisch. 1989 konnten die Autoren nur noch bzw. wieder 70 Taxa nachweisen mit der größten Diversität im südlichen flachen Teil des Sees. Da nur wenige Desmidiaceen-Taxa Euplankter sind, dürfte das Verhältnis von Litoral zu Pelagial ausschlaggebend sein: Je geringer der Anteil des Litorals, desto größer ist die Gefahr, dass der Transport von Desmidiaceen nicht in geeigneten Arealen endet, sondern die Zellen im Pelagial absinken. Das Verhältnis Transport zu Neu-/Wiederansiedlung ist also ungünstiger als in einem größeren Teich, ein Faktor, der bei unterschiedlicher Wachstums- und Vermehrungsgeschwindigkeit von großer Bedeutung für die einzelnen Taxa sein kann. Eine stärkere Strömung (Wellengang) im ufernahen Litoral bedeutet zudem eine höhere Gefährdung für die Zieralgen, (zu häufig verschüttet zu werden).

Da die größeren Teiche des FHD gegenüber den kleineren des Gebietes und gegenüber den Teichen des FL (bis auf die beiden größten) eine höhere und langfristig beständigere Artendiversität aufwiesen, lässt sich ihre Größe als besser geeignet einstufen. Ein Teil von ihnen hat sich zu regelrechten Diversitätszentren für Desmidiaceen mit einer Reihe seltener und spezifischer Arten entwickelt. Es dürfte deshalb nicht verfehlt sein, eine Mindestgröße für Desmidiaceen-Teiche um 100 m² Oberfläche bei einer Tiefe von mindestens 80 cm zu veranschlagen, während Angaben zur Maximalgröße nicht ableitbar sind. Dies entspricht den Vorgaben von BLAB (1986, S. 70), der bei Artenschutzgewässern für eine

Teichgröße von 10-30 m Durchmesser, also 80-700 m² Oberfläche, bei ca. 1 m Tiefe plädiert und hervorhebt, dass „mehrere Weiher/Tümpel von 10-30 m Durchmesser im engen räumlichen Verbund einem einzigen Großgewässer vorzuziehen“ sind. Die Empfehlungen sind zwar nicht in Hinblick auf Mikroorganismen ausgesprochen, doch haben sie den eigenen Untersuchungsergebnissen nach auch für Desmidiaceen Gültigkeit.

Einen besonders negativen Einfluss auf die Desmidiaceen-Bestände übten **Verlandungsvorgänge** aus. Dies zeigte der Diversitätenwandel im FL, wo über einen Zeitraum von 5 bis 10 Jahren ein rascher **Abundanz- und Artenrückgang** der Desmidiaceen stattgefunden hat. In der Referenzliteratur werden für den Artenrückgang, den Verlust der Spezifität und den Wechsel in der Taxon-Zusammensetzung der jeweiligen Untersuchungsgebiete verschiedene Gründe verantwortlich gemacht: Nach COESEL et al. (1978) war bei einem Teil der Gewässer Eutrophierung bzw. Verschmutzung durch landwirtschaftliche Aktivitäten maßgebend. In anderen Fällen fand Oligotrophierung, verbunden mit pH-Absenkung, durch anthropogen bedingte Immissionen von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden statt oder Oligotrophierung durch die Ionenaustauscher-Tätigkeit von *Sphagnum*-Beständen, die in ein Gewässer hineinwuchsen. Weiterhin nennt der Autor als Folge des absinkenden pH-Wertes eine unvollständige Mineralisierung des organischen Detritus durch Hemmung der Bakterientätigkeit und damit verringerte Nährstoffversorgung sowie zunehmende Beschattung durch Aufforstung, die direkt den erforderlichen Lichtgenuss für die Desmidiaceen minderte und sie indirekt dadurch schädigte, dass die Hydrophytenbestände als Habitate des Metaphytens schwanden. Auf den negativen Einfluss von Beschattung weist auch DUTHIE (1965, S. 41) hin: „Physikalisch spielt wohl nur das Licht eine größere Rolle derart, daß stark beschattete Gewässer auch unter sonst günstigen Bedingungen arm an Desmidiaceen sind.“ RŮŽIČKA (1973) führt Immissionen von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden, verbunden mit pH-Absenkung, oder die erhöhte Alkalinität des Wassers durch intensive jährliche Kalkung des Teiches und zunehmende Eutrophierung als wesentliche Ursachen für den Rückgang von azidophilen Algen an sowie die Expansion von Schilfbeständen, welche bei den Desmidiaceen Verdrängung und Schwund verursachten. Die von verschiedenen Autoren geäußerte Hypothese (s. BROOK 1981), dass bei starker Vermehrung von Cyanobakterien von ihnen ausgeschiedene Stoffwechselprodukte das Wachstum von Desmidiaceen hemmen, lehnt BROOK (1981, S. 229) ab: „Desmids were, however, found to grow quite satisfactorily in the filtrate from these blue-green populations.“

Alle anthropogen bedingten Hemmfaktoren sind für die zur Diskussion stehenden Teiche auszuschließen. Ebenso stockt auf dem anmoorigen FL-Gelände bis auf wenige Weidenpolycormone kein Strauch- oder Baumwuchs. Somit verbleiben als Erklärung für den Artenrückgang die Folgen der natürlichen Sukzessionsvorgänge bei der Verlandung stehender Gewässer. Zentraler Vorgang war im FL die Erhöhung des Gewässerbodens. Mit ihr schwanden die Hydrophyten-Bestände, deren Bedeutung als Habitat für Desmidiaceen bei ihrem Aufkommen in den neu angelegten Teichen der beiden Untersuchungsgebiete verfolgt werden konnte. Die in die Gewässer vordringenden Helophyten stellten keinen Ersatz für sie dar, vor allem die *Carex*- und *Juncus*-Arten nicht. Positiv erwies sich bei diesen Gruppen nur, dass sie bei fallendem Wasserstand das Sediment vor völliger Austrocknung schützten. Negativ in Hinblick auf den Erhalt des Lebensraumes waren jedoch die rasche Zunahme der Bestände und die hohe jährliche Produktion jeder einzelnen Pflanze von Biomasse mit einem hohen Anteil an schwer zersetzbaren Zellwand-Polysacchariden. Der hieraus resultierende Celluloseschlamm beschleunigte die Bodenaufhöhung immer stärker (s. UHLMANN 1988) und damit die rasche Reduktion des Wasserkörpers mit allen Folgen und erhöhte für die Desmidiaceen die Gefahr, überdeckt zu werden. Auch das Nährstoffangebot verringerte sich, da nach UHLMANN (1988) der Boden durch den cellulosehaltigen Schlamm verfestigt wird, der Abbau sich reduziert und so das Nährstoff-

angebot geringer wird. Signifikante pH-Erniedrigungen bei den FL-Teichen mit flächiger Ausbreitung von *Sphagnum*-Beständen, die sich ebenfalls negativ auf die Abbaurate durch Bakterien auswirken, waren bislang nicht festzustellen.

Insgesamt ging die für eine hohe Artendiversität erforderliche räumliche wie zeitliche Biotop-Inhomogenität immer mehr verloren und machte in der warmen Jahreszeit lang anhaltenden, im gesamten Restgewässer angeglichenen Extrembedingungen mit hoher Temperatur und langem Trockenliegen Platz, während im Winter das gesamte Gewässer durchfror. Zugleich verringerte sich mit dem Nachlassen der Strömungsturbulenz und den an sie gekoppelten Austauschvorgängen die Stoffverteilung weiter. AMBÜHL (1959, S. 150) zitiert hierzu GESSNER: „Der Turbulenz und den Austauschvorgängen kommt im Lebensraum des (stehenden) Wassers eine Bedeutung zu, die gar nicht hoch genug eingeschätzt werden kann.“ Als Begründung führt AMBÜHL (1959, S. 151) für stehende Gewässer an: „Stärker noch als im Fließwasser bilden sich auch hier um die Organismen herum Höfe von Stoffwechselprodukten, welche bei mangelndem Austausch gegen Frischwasser die Lebenstätigkeit hemmen“. Unter diesen Bedingungen richtet sich die Lebensgemeinschaft in immer stärkerem Maße im Sinne einer Dominanzkontrollierten statt einer gründerkontrollierten Gemeinschaft aus. Es kommt schließlich, wie das Beispiel von Lü 52 zeigt, zu einer Gesellschaft, bei der Toleranzüberschreitungen und interspezifische Verdrängungskonkurrenz für eine rasche Reduktion der Artenzahl sorgen, während wenige Arten, hier *Closterium costatum* und *Cl. striolatum*, ihre Abundanz vergrößern können. Ergänzend sei erwähnt, dass mit einer Ausnahme Grazing nicht als nennenswerter Verlustfaktor festgestellt werden konnte. Nur in Hd 37, dem wichtigsten Laichteich des FHD-Gebietes für *Rana temporaria*, kam es regelmäßig im Frühjahr für einige Wochen zu einer deutlichen, quantitativen Reduktion der Desmidiaceen-Bestände mit anschließender Erholung.

Es stellt sich die Frage, inwieweit **Pflegemaßnahmen** den Zustand im FL wieder bessern und im FHD, das inzwischen Teil des FFH-Gebietes DE-5015-301 Rothaarkamm und Wiesentäler ist, den Status quo erhalten können. Die von VAN DIJK (1960) und HEIMANS (1960) geschilderten Maßnahmen für den Voorsten Choorven blieben ohne Erfolg. Da nach COESEL et al. (1978) hier jedoch anthropogen verursachte Immissionen und die durch sie bewirkten Schädigungen maßgebend waren, lässt sich kein Vergleich ziehen. Dies gilt auch für die Zusammenstellungen von SCHARF et al. (1985), nach denen Restaurierungen von eutrophierten Seen nur einen begrenzten Erfolg und begrenzte Wirkungsdauer hatten. Teilentschlammung wird in diesem Zusammenhang als kontraproduktiv gewertet, weil dadurch Nährstoffe, die im tieferen Sediment abgedeckt waren, wieder in den Stoffkreislauf des Gewässers gelangen. Für Pflegemaßnahmen bei den Teichen der beiden Untersuchungsgebiete ist jedoch nicht der Trophiegrad von schwerpunktmäßiger Bedeutung, sondern im Mittelpunkt stehen Gewässertiefe, Sedimentboden und Hydrophytenbestände. Vor wenigen Jahren wurde im FL im Rahmen von allgemeinen Pflegemaßnahmen für Feuchtgebiete der Region damit begonnen, pro Jahr einen bis mehrere Teiche im Herbst weitgehend von Helophyten zu entkrauten und zu entschlammern. Die weitere Entwicklung der betreffenden Gewässer wird zeigen, ob sich auf diese Weise das Ziel erreichen lässt, einen optimalen Differenzierungsgrad zumindest derjenigen Teiche zu sichern, die sich als Diversitätszentren für Desmidiaceen erwiesen haben.

Zusammenfassend lässt sich aus den eigenen Ergebnissen ableiten: Teiche sind geeignete Sekundärbiotope für Desmidiaceen, wenn sie günstige Umweltbedingungen (Milieucharakteristika, Akzessibilität, Wasserversorgung, keine anthropogenen Einwirkungen), eine strömungsgünstige Mindestgröße des Wasserkörpers (Transportdynamik und Inhomogenität) und einen hohen Anteil an besiedelbarem Raum (ausgeprägte Ufer- und Hydrophytenzone) aufweisen. Neben diesen bei der Anlage einplanbaren Voraussetzungen gewährleistet eine größere Anzahl von Gewässern, die in geringer Entfernung von einan-

der angelegt werden, eine nicht im Voraus bestimmbare Biodiversität. Wie einem Artenverlust durch Verlandungsvorgänge bei den Teichen entgegengewirkt werden kann, bleibt zu klären.

8 Danksagung

Für Unterstützung bei der Untersuchung danke ich Frau Monika Armbrust (Computerarbeit, Fotolabor, Freilandmessungen), Herrn Georg Blana-Müller (Freilandarbeiten) und Herrn Dennis Pulfrich (Freilandmessungen, Computerarbeit).

9 Literatur

- AMBÜHL, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. – *Hydrol.* **XXI**: 133-261.
- BARNES, R.S.K. (1991): Reproduction, life histories and dispersal. – In BARNES, R.S.K. & K.H. MANN (Hrsg.): *Fundamentals of aquatic Ecology*, 2. Aufl. 1991, Nachdruck 1995. – Blackwell Scientific Publications, Oxford: 145-171.
- BEHRE, K. (1956): Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. – *Veröff. Inst. Meeresforschung Bremerhaven* **4**: 221-383.
- (1966): Die Algensoziologie des Süßwassers. – *Arch. Hydrobiol.* **62**(2): 125-164.
- BICUDO, C.E. DE MATTOS (1973): Typification of the Generic Desmid Name *Arthrodesmus* (Desmidiaceae). – *Beih. Nova Hedwigia* **42**: 33 – 38.
- BLAB, J. (1986): *Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere*. 3. Aufl. – Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.
- BROOK, A.J. (1959): The status of desmids in the plankton and the determination of phytoplankton quotients. – *J. Ecol.* **47**: 429 – 445.
- (1965): Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the Desmidiaceae. – *Limnology and oceanography* **10**: 403-411.
- (1981): The biology of desmids. – *Botanical Monographs* **16**: 1-276. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne.
- BUDDE, H. (1928): Die Algenflora des Sauerländischen Gebirgsbaches. – *Arch. Hydrobiol.* **XIX**: 433-518.
- (1934): Algenuntersuchungen in westfälischen Mooren, insbes. algensoziologischer Art. – *Abh. Westf. Provinzial-Museum für Naturkunde* **5** (1): 3-48.
- CVIJAN, M. & R. LAUŠEVIĆ (1991): Desmids of Vlasinsko Lake – from Peat Bog to Lake. – *Arch. Protistenkd.* **139**: 21-37
- COESEL, P.F.M. (1975): The relevance of Desmids in the biological typology and evaluation of fresh waters. – *Hydrobiol. Bull.* **9**(3): 93-101.
- (1982-1997): De Desmidiaceën von Nederland. – *Wetenschappelijke Mededelingen van den Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging*. Deel 1 (1982) **153**: 1-32; Deel 2 (1983) **157**: 1-49; Deel 3 (1985) **170**: 1-69; Deel 4 (1991) **202**: 1-88; Deel 5 (1994) **210**: 1-52; Deel 6 (1997) **220**: 1-91.
- (1983 a): The significance of desmids as indicators of the trophic status of freshwaters. – *Schweiz. Z. Hydrol.* **45**/2: 388-393.
- (1986): Structure and Dynamics of Desmid Communities in Hydrosere Vegetation in a Mesotrophic Quivering Bog. – *Beih. Nova Hedwigia* **56**: 119-143.
- (1989): Taxonomic notes on Dutch desmids. – *Cryptogamie, Algol.* **10**: 181-193.
- (1996 a): Taxonomic notes on Dutch desmids III. – *Cryptogamie, Algol.* **17**(1): 19-34.

- (1996 b): The Dutch representatives of the *Staurastrum manfeldtii* complex (Desmidiaceae, Chlorophyta): a taxonomic revision. – *Nord. J. Bot.* **16** (1): 99-105.
- COESEL, P.F.M. & H. KOOYMAN-VAN-BLOKLAND (1976): Bijdragen tot de kennis der Nederlandse Desmidiaceënfloora. 4. De leemputten bij Staverden. – *Gorteria* **8**: 61-69.
- COESEL, P.F.M., R. KWAKKESTEIN & A. VERSCHOOR (1978): Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. – *Hydrobiologia* **61** (1): 21-31.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302-1310.
- CONNELL, J. H. & R. O. SLATYER (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. – *American Naturalist* **111**: 1119-1144.
- VAN DIJK, J. & V. WESTHOFF (1960): Situatie en milieu van Choorven, Witven en van Esschenven in het licht van de wijzigingen, die zich in het Decennium 1946-1956 daarin hebben voltrokken. – In: *Hydrobiologische Vereniging Amsterdam (Hrsg.): Hydrobiologie van de Ojsterwijkse Vennen*, **5**: 9-12.
- DÖRR, A. (1992): Geologie des Feuchtgebietes. – In *BUND und DBV (Hrsg.): Feuchtgebiet Lützel. – Naturw. Sonderheft der Kratzdistel (Siegen)*: 14-27.
- DONAT, A. (1926): Zur Kenntnis der Desmidiaceen des norddeutschen Flachlandes. – *Pflanzenforschung* **5**: 1-53 + 4 Taf.
- DUTHIE, H.C. (1965): A study of the distribution and periodicity of some algae in a bog pool. – *J. Ecol.* **53**: 343-351.
- FLINDT, R. (1988): *Biologie in Zahlen*. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 3. Aufl.
- FLORIN, M.-B. (1957): Plankton of fresh and brackish waters in the Södertälje area. – *Acta Phytographica Suecica* **37**: 7-144.
- FÖRSTER, K. (1970): Beitrag zur Desmidieenflora von Süd-Holstein und der Hansestadt Hamburg. – *Nova Hedwigia* **20**: 253-411.
- (1982): *Conjugatophyceae Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae)*. – In: *HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers, Band XVI*, **8**(1): 1-543. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- FRITSCH, F.E. (1953): Comparative studies in a polyphyletic group, the Desmidiaceae. – *Proc. Linn. Soc. London* **164**: 258-280.
- GOUGH, St.B. (1977): The growth of selected desmid (Desmidiales, Chlorophyta) taxa at different calcium and pH levels. – *Amer. J. Bot.* **64** (10): 1297-1299.
- GOUGH, St.B. & W.J. WOELKERLING (1976): Wisconsin desmids. II. Aufwuchs and plankton communities of selected soft water lakes, hard water lakes and calcareous spring ponds. – *Hydrobiologia* **49**(1): 3-25.
- GRIFFITHS, B.M. (1928): On desmid plankton. – *New. Phytol.* **27**: 98-107.
- GUTOWSKI, A. & D. MOLLENHAUER (1996): Rote Liste der Zieralgen (*Desmidiales*) Deutschlands. – *Schr.-R. f. Vegetationskunde* **H.28**: 679-708. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- HALLDAL, P. (1962): Taxes. – In: *Lewin, R.A. (Hrsg.): Physiology and biochemistry of algae*. – Academic Press, New York and London: 583-593.
- HANDKE, K. und L. KIES (1990): Bestandsaufnahme und Kartierung der Desmidiaceen (Zieralgen) von Hamburg. – *Institut für Allgemeine Botanik der Universität Hamburg*: 1-193.
- HEIMANS, J. (1925): De Desmidiaceënfloora van de Oisterwijksche Vennen. – *Ned. Kruidk. Arch.* **31**: 245-262.
- (1954): L'Accessibilité, terme nouveau en Phytogéographie. – *Vegetatio* **5-6**: 142-146.
- (1960): Desmidiaceëen in de Vennen van het Natuurreservaat oisterwijk. In: *Hydrobiologische Vereniging Amsterdam (Hrsg.): Hydrobiologie van de Ojsterwijkse Vennen*, **5**: 25-42.
- (1969): Ecological, phytogeographical and taxonomic problems with desmids. – *Vegetatio* **17** (1-6): 50-82.
- HUTCHINSON, G. E. (1961): The paradox of the plankton. – *The American Naturalist* **XCIV** No. 882: 137-145.
- KORN, W. (1969): Nutrition of *Cosmarium turpinii*. – *Physiol. Plant.* **22**: 1158-1165.

- KOUWETS, F.A.C. (1987): Desmids from the Auvergne (France). – *Hydrobiologia* **146**: 193-263.
- KOUWETS, F.A.C. & P.F.M. COESEL (1984): Taxonomic revision of the conjugatophycean family Peniaceae on the basis of cell wall ultrastructure. – *J. Phycol.* **20**: 555-562.
- KRAUSE, H.R. (1959): Biochemische Untersuchungen über den postmortalen Abbau von totem Plankton unter aeroben und anaeroben Bedingungen. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **24**: 297-337.
- KRIEGER, W. (1933-1937 und 1939): Die Desmidiaceen Europas mit Berücksichtigung der außereuropäischen Arten. – In RABENHORST: *Kryptogamen-Flora*, **13**,1 (1.-4. Lief.): 1-712 + Taf. 1-96 (2. Aufl.) und **13**,2: 1-117 + Taf. 97-142. Akad. Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- KRIEGER, W & J. GERLOFF (1962-1969): Die Gattung *Cosmarium*. Lief. 1-4: III-XVIII,1-410 + Taf. 1-71. – Cramer, Weinheim, später Lehre.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich Teil 2. – *Bibliotheca Phycologica* **102**: 1-216.
- (1999): Desmidiaceenflora von Österreich Teil 3. – *Bibliotheca Phycologica* **104**: 1-218.
- LEVINS, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. - *Bulletin of the Entomological Society of Amerika* **15**: 237-240.
- LUSZNAT, M. (1978): Erläuterungen zu Blatt 5015 Erndtebrück. – Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen.
- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobilität für die biologische Gewässeranalyse. – *Cour. Forsch. Inst. Senckenberg* **21**, Band 2-5.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT (MURL) NRW, Hrsg. (1989): *Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen*. – Offenbach.
- MOSS, B. (1972): The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. I. Introduction and the influence of calcium concentration. – *J. Ecol.* **60**: 917-932.
- (1973 a): The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. II. The role of pH and the carbon dioxide-bicarbonate system. – *J. Ecol.* **61**: 157-177.
- (1973 b): The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. III. Effects of temperature, vitamin requirements and inorganic nitrogen compounds on growth. – *J. Ecol.* **61**: 179-192.
- MÜLLER, M. (2002): *Closterium cornu* Ehrenb. ex Ralfs var. *lundellii* (Lagerh.) Willi Krieg. 1935 (Desmidiaceae) – eine Taxon-Revision. – *Limnologia* **32**: 66-82.
- PROCTOR, V.W. (1966): Dispersal of Desmids by Waterbirds. – *Phycologia* **5** (4): 227-232.
- RAUSCH, K.-A. (1992): Vegetationsgeschichte. – In BUND und DBV (Hrsg.): *Feuchtgebiet Lützel*. – Naturw. Sonderheft der Kratzdistel (Siegen): 14-27.
- ROUND, F.E. (1957 a): Studies on bottom-living algae in some lakes of the English lake district. Part I. – *J. Ecol.* **45**: 133-148.
- (1957 b): Studies on bottom-living algae in some lakes of the English lake district. Part III. – *J. Ecol.* **45**: 649-664.
- RŮŽIČKA, J. (1971): Morphologische Variabilität der Algen, hervorgerufen durch Kultivierungsbedingungen. – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* **39**, *Algological Studies* **4**: 146-177.
- (1972): Die Zieralgen der Insel Hiddensee. – *Archiv für Protistenkunde* **114**: 453-485.
- (1973): Die Zieralgen des Naturschutzgebietes „Řežabinec“ (Südböhmen). – *Preslia, Praha*, **45**: 193-241.
- (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band **1**, 1. Lief.: 1-292 + Taf. 1-44. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band **1**, 2.Lief.: 1-736 + Taf. 45-117. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SCHARF, W. (1985): Vergleichende Betrachtungen zur Zieralgenflora der Eifelmaare. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **71**,4 (*Algological Studies* **41**): 549-602.
- SCHARF B., A. HAMM & Ch. STEINBERG (1985): Seenrestaurierung. – In BESCH W.-K., A. HAMM, B. LENHART, A. MELZER, B. SCHARF & C. STEINBERG (Hrsg.): *Limnologie für die Praxis – Grundlagen des Gewässerschutzes*, 2. Aufl.: 1-71. ecomed, Landsberg/Lech.

- SHORROCKS, B. & J. ROSEWELL (1987): Spatial patchiness and community structure: coexistence and guild size of Drosophilids on ephemeral resources. – In: Gee, J.H.R. & P.S. Giller (Hrsg.): Organisation of communities: Past and Present: 29-52. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- SKUJA, H. (1928): Vorarbeiten zu einer Algenflora von Lettland. IV. – Acta Horti bot. Univ. Latv., Riga, **3**: 103-216.
- TASSIGNY, M. (1971): Action du calcium sur la croissance de Desmidiées axeniques. – Mitt. Internat. Verein. Limnol. **19**: 292-313.
- TOMASZEWICZ, G.H. (1994): Abundance and composition of the desmid flora in a series of peat pits, in relation to pH and some other habitat parameters. – Biologia (Bratislava) **49**(4): 519-524.
- TOWNSEND, C.R. (1991): Community organization in marine and freshwater environments. – In BARNES, R.S.K. & K.H. MANN (Hrsg.): Fundamentals of aquatic Ecology, 2. Aufl. 1991, Nachdruck 1995. – Blackwell Scientific Publications, Oxford: 125-144.
- UHLMANN, D. (1988): Hydrobiologie. – VEB Gustav Fischer, Jena.
- WEST, W. & G.S. WEST (1904-1912): A Monograph of the British Desmidiaceae. Vol. I (1904): 1-224, pls. 1-32; Vol II (1905): 1-204, pls. 33-64; Vol. III (1908), 1-274, pls. 65-95; Vol. IV (1912): 1-191, pls. 96-128. – Ray Society, London.
- WEST, W., G.S. WEST & N. CARTER (1923): A Monograph of the British Desmidiaceae. Vol. V: 1-300, pls. 129-167. – Ray Society, London.
- WESTERMANN, W.M.A. (1993): Entwicklung abiotischer Milieufaktoren in einem neu entstehenden See eines ehemaligen Braunkohlentagebaugesbietes in Nordhessen. – Ökologie und Umweltsicherung **3**. GH Kassel, Kassel.
- WISSEL, Ch. (1989): Theoretische Ökologie. – Springer-Verlag, Berlin u.a.
- WOELKERLING, W.J. (1976): Wisconsin desmids. I. Aufwuchs and plankton communities of selected acid bogs, alkaline bogs, and closed bogs. – Hydrobiologia **48**(3): 209-232.
- WOELKERLING, W.J. & St.B. GOUGH (1976): Wisconsin desmids. III. Desmid community composition and distribution in relation to lake type and water chemistry. – Hydrobiologia **51**(I): 3-32.
- YODZIS, P. (1986): Competition, mortality and community structure. In DIAMOND, J.M. & T.J. CASE (Hrsg.): Community Ecology. – Harper & Row, New York, 480 - 491.
- ZINABU, G.-M. (2002): The effects of wet and dry seasons on concentrations of solutes and phytoplankton biomass in seven Ethiopian rift-valley lakes. – Limnologia **32**: 169-179.

Anschrift der Verfasserin:

Prof'in Dr. Marliese Müller
 Universität Siegen, Fachbereich 8
 Adolf-Reichwein-Straße 2
 D-57068 Siegen
 Fax: 0271/740-4730
 e-mail: armbrust@biologie.uni-siegen.de

Legenden zu den Tafeln 1-7

Tafel 1: 1-2 *Mesotaenium chlamyosporum*; 3 *M. degreyi*; 4 *M. endlicherianum*, 5-6 *M. macrococum*; 7 *Spirotaenia condensata*; 8 *Sp. obscura*; 9 *Sp. minuta* var. *obtusa*; 10 *Sp. alpina*, Teilungsstadium; 11 *Roya obtusa* var. *montana*; 12-13 *Cylindrocystis brebissonii*: 12 var. *minor*, 13 var. *brebissonii*; 14-15 *Gonatozygon brebissonii*: 14 var. *brebissonii*, 15 var. *kjellmanii*; 16, 17 *G. kinahanii*: 17 Basalzelle mit Fuß; 18 *G. monotaenium*; 19 *Penium cylindrus*; 20 *P. margaritaceum*; 21 *P. silvae-nigrae* var. *parallelum*; 22 *P. spirostriolatum*; 23 *Closterium closterioides* var. *intermedium*; 24-25 *Cl. pusillum*: 24 var. *pusillum*, 25 var. *laticeps*; 26-27 *Cl. cornu*: 26 var. *cornu*, 27 var. *upsaliense*; 28 *Cl. navicula*; 29 *Cl. pronum*; 30 *Cl. venus*; 31 *Cl. tumidulum*; 32 *Cl. calosporum*; 33 *Cl. acutum* var. *variabile*; 34 *Cl. diana* var. *minus*; 35 *Cl. leibleinii*; 36-37 *Cl. tumidum*: 36 var. *tumidum*, 37 var. *nylandicum*; 38 *Cl. abruptum*; 39 *Cl. acutum* var. *acutum*; 40 *Cl. idiosporum*; 41 *Actinotaenium spinospermum*, 42 *A. cruciferum*; 43 *A. cucurbita*, 44 *A. inconspicuum*; 45 *A. gelidum*.

Tafel 2: 1 *Closterium baillyanum*; 2 *Cl. acerosum*; 3, 4 a-f *Cl. attenuatum*: 4 a-f Apex-Formen; 5-7 *Cl. praeolongum*: 5 var. *brevius*, 6-7 var. *praeolongum*, 6 untypische Apex-Region; 8 *Cl. lunula*; 9-11 *Cl. angustatum*, verschiedene Skulptur-Ausprägungen; 12-13 *Cl. costatum*: 12 var. *costatum*, 13 var. *borgei*; 14 *Desmidium cylindricum*; 15-17 *Hyalotheca dissiliens*: 15 var. *dissiliens*, 16 var. *minor*, 17 var. *tatrica*.

Tafel 3: 1 *Closterium lundellii*; 2 *Cl. gracile*; 3 *Cl. strigosum* var. *elegans*; 4 *Cl. juncidum*; 5 *Cl. diana* var. *diana*; 6 *Cl. ehrenbergii*; 7 *Cl. moniliferum*, 8 *Cl. parvulum*; 9 *Cl. cynthia*; 10 *Cl. incurvum*; 11 *Euastrum ansatum*; 12-13 *E. binale*: 12 var. *gutwinski*, 13 var. *hians*; 14 *E. humerosum*; 15 *E. pectinatum*; 16 *E. elegans*; 17 *E. bidentatum*; 18 *E. denticulatum*; 19 *E. montanum*; 20 *E. verrucosum*; 21 *E. dubium* var. *ornatum*; 22 *E. oblongum*; 23 *Xanthidium spec.*; 24 *X. antilopaeum*; 25 *X. octocorne*; 26 *Tetmemorus granulatus*; 27 *T. laevis*.

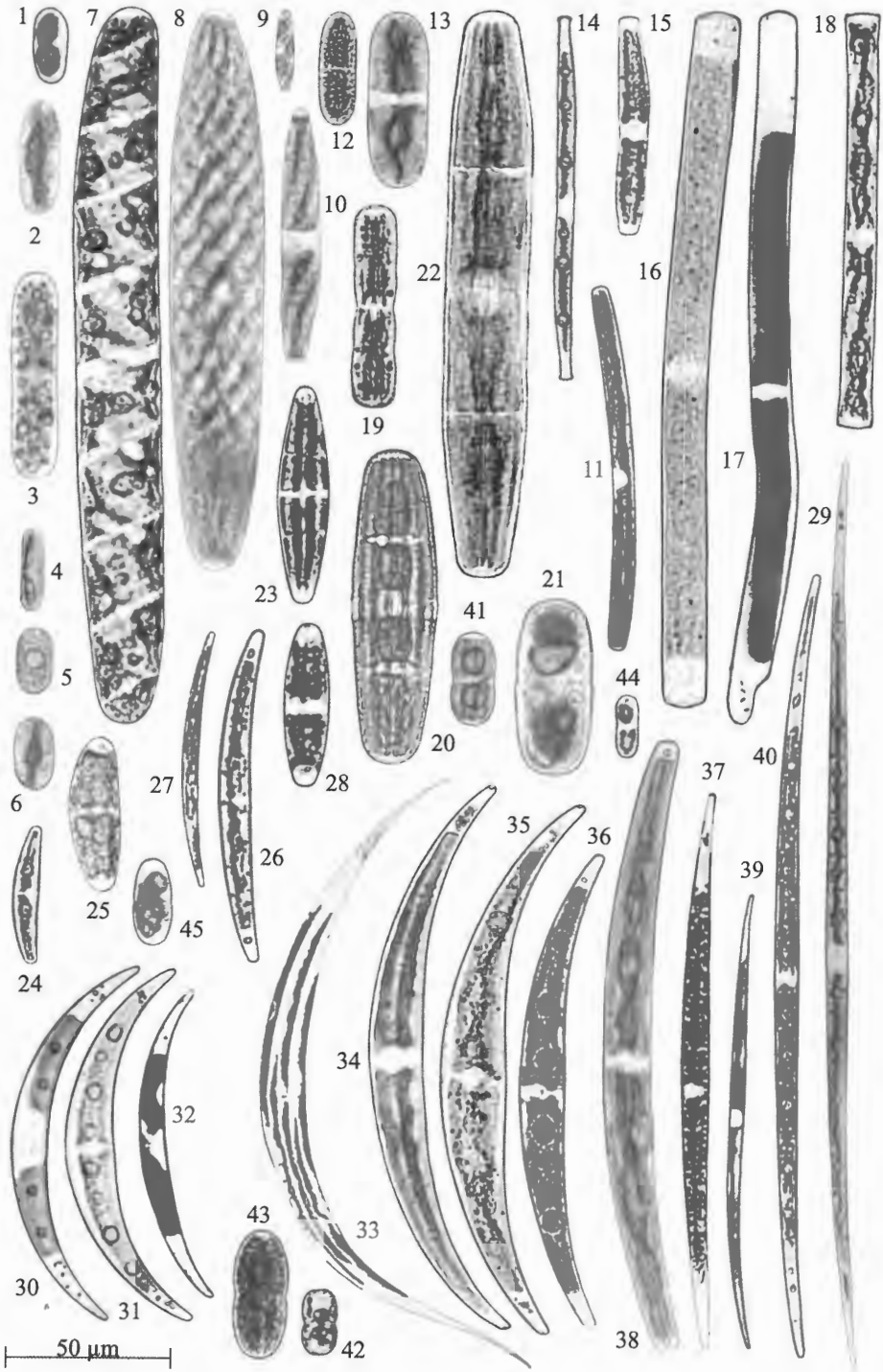
Tafel 4: 1 *Closterium sublaterale*; 2 *Cl. striolatum*; 3 *Cl. intermedium*; 4 *Cl. ralfsii* var. *pterosporum*; 5 *Cl. kuetzingii*; 6 *Cl. rostratum*; 7 *Cl. lineatum*; 8 *Pleurotaenium crenulatum*; 9 *Pl. ehrenbergii*; 10 *Pl. trabecula*; 11 *Pl. maximum*, 11a-b Basalwellenbereich, 11c-d Apex-Region; 12 a-d *Netrium digitus*, 12d Zelle in Teilung; 13 *St. glaber*; 14-16: *St. extensus*: 14 var. *extensus*, 15 var. *isthmus*, 16 var. *vulgaris*; 17-18 *Staurodesmus dejectus*: 17 var. *dejectus*, 18 var. *apiculatus*; 19: *St. omearii*; 20 *St. patens*.

Tafel 5: 1 *Cosmarium asterosporum*; 2 *C. bioculatum* var. *depressum*; 3 *C. botrytis*; 4 *C. caelatum*; 5 *C. contractum* var. *minutum*; 6 *C. crenatum*; 7 *C. davidsonii*; 8 *C. dickii*; 9 *C. difficile*; 10-11 *C. impressulum*: 10 var. *impressulum*, 11 var. *suborthogonum*; 12 *C. humile*; 13 *C. laeve*; 14 *C. hornavanense*; 15 *C. formosulum*; 16 *C. margaritifera*; 17 *C. majae*; 18 *C. meneghini*; 19 *C. notabile* var. *transiens*; 20-21 *C. polygonum*: 20 var. *acutius*, 21 var. *depressum*; 22 *C. pachydermum*; 23 *C. orthostichum*; 24 *C. wembaerense*; 25 *C. quadratum*; 26 *C. ochthodes*; 27 *C. obtusatum*; 28 *C. subcostatum* var. *minus*; 29 *C. reniforme*; 30 *C. sportella* var. *subnudum*; 31 *C. subspeciosum* var. *transiens*; 32 *C. praemorsum*; 33-36 *C. regnellii*: 33 var. *pseudoregnellii*, 34 var. *regnellii*, 35 var. *minimum*, 36 var. *keguelense*; 37-38 *C. regnesii*: 37 var. *regnesii*, 38 var. *polonicum*; 39 *C. sparsepunctatum*; 40 *C. novae-semillae* var. *sibiricum*; 41 *C. subcrenatum*; 42 *C. subarctum*; 43 *C. subprotumidum*; 44 *C. tenue*; 45 *C. vexatum* var. *vexatum*; 46 *Cosmarium turpinii*; 47 *C. sphagnicolum*; 48 *C. punctulatum*; 49 *C. tetraophthalmum*; 50 *C. vexatum* var. *concauum*, 51 *C. speciosum*; 52 *Spondylosium secedens*; 53 *Sp. pulchellum* var. *bambusinoides*; 54 *Sp. papillosum*; 55 *Sp. planum*; 56 *Teilingia excavata*; 57 *T. wallichii*; 58 *T. granulata*; 59 *Cosmarium inclusum*; 60 *Cosmocladium perissum*.

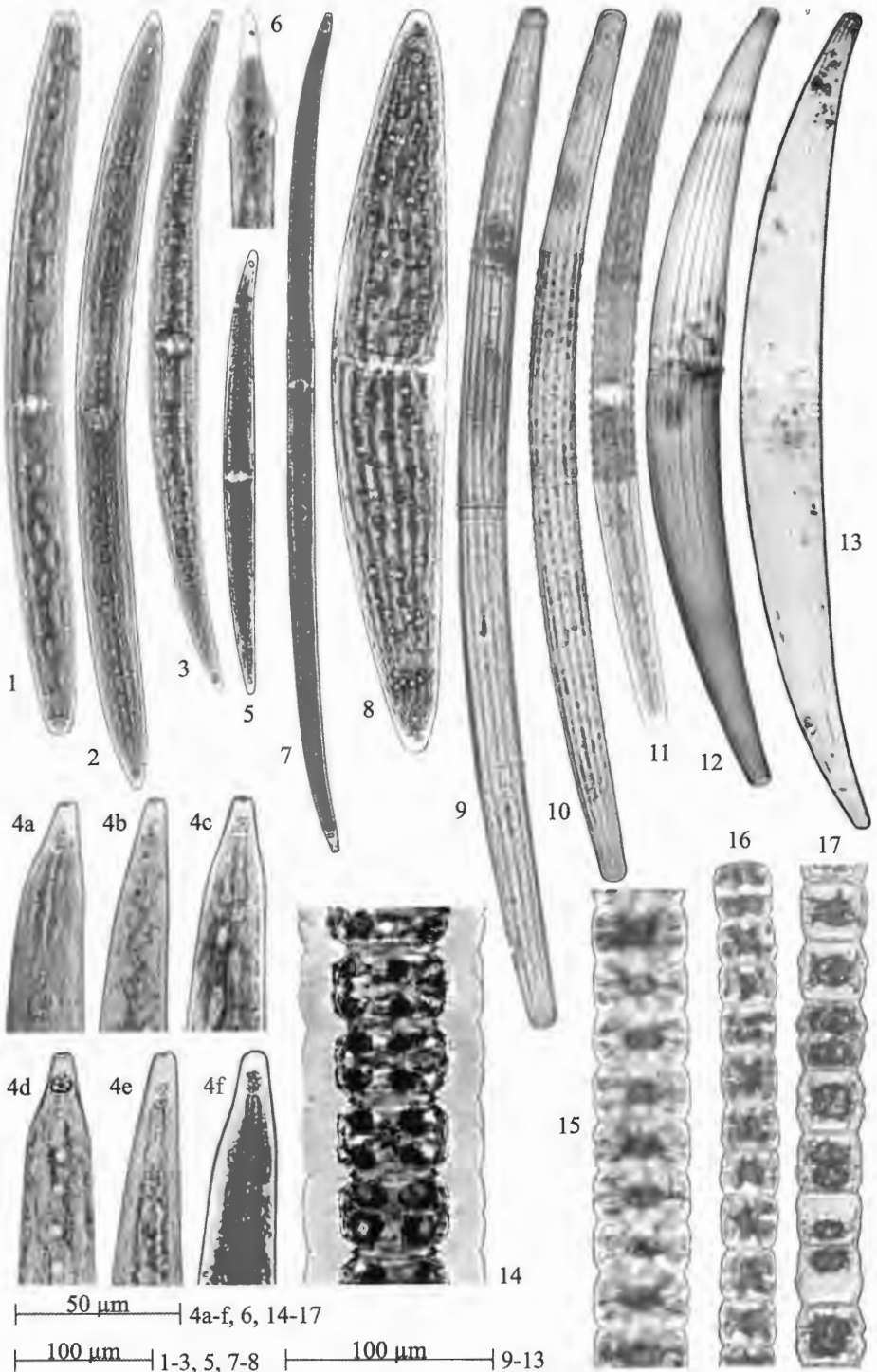
Tafel 6: 1 *Micrasterias thomasiana*; 2 *M. rotata*; 3 *M. papillifera*; 4 *M. truncata*; 5 *M. americana*; 6-7 *Staurodesmus triangularis*: 6 var. *subparallelus*, 7 var. *malaccensis*; 8 *St. cuspidatus*; 9-10 *St. dickiei*: 9 var. *dickiei*, 10 var. *rhomboides*; 11: *Staurodesmus mucronatus*; 12 *St. convergens*; 13 *Staurastrum planctonicum*, 13 a Apicalansicht, 13 b Basalansicht einer Semizelle.

Tafel 7: 1 *Staurastrum alternans*; 2 *St. anatinum*; 3 *St. avicula*; 4 *St. bienanum*; 5 *St. borgeanum*; 6 *St. botrophilum*; 7 *St. hexacerum*; 8 *St. micron*; 9 *St. brachiatum*; 10 *St. brebissonii*; 11 *St. chavesii*; 12 *St. lapponicum*; 13 *St. dispar*; 14 *St. chaetoceras*; 15 *St. furcatum*; 16 *St. controversum*; 17 *St. furcigerum*; 18 *St. paradoxum* var. *reductum*; 19 *St. crenulatum* var. *continentale*; 20 *St. inflexum*; 21 *St. granulosum*; 22 *St. muticum*; 23 *St. orbiculare* var. *depressum*; 24-25 *St. hirsutum*: 24 var. *muricatum*, 25 var. *hirsutum*; 26 *St. punctulatum*; 27 *St. lunatum*; 28 *St. subavicula*; 29 *St. kouwetsii*; 30 *St. smithii*; 31 *St. pilosum*; 32 *St. subavicula*; 33 *St. subarcuatum*; 34 *St. sexcostatum*; 35 *St. margaritaceum*; 36 *St. polytrichum*; 37 *St. lanceolatum* var. *depressum*; 38 *St. planctonicum*; 39 *St. tetracerum*; 40 *St. oxyacanthum*; 41 *St. striatum*; 42 *St. senarium*; 43 *St. trapezium*; 44 *St. turgescens*; 45 *St. polymorphum*.

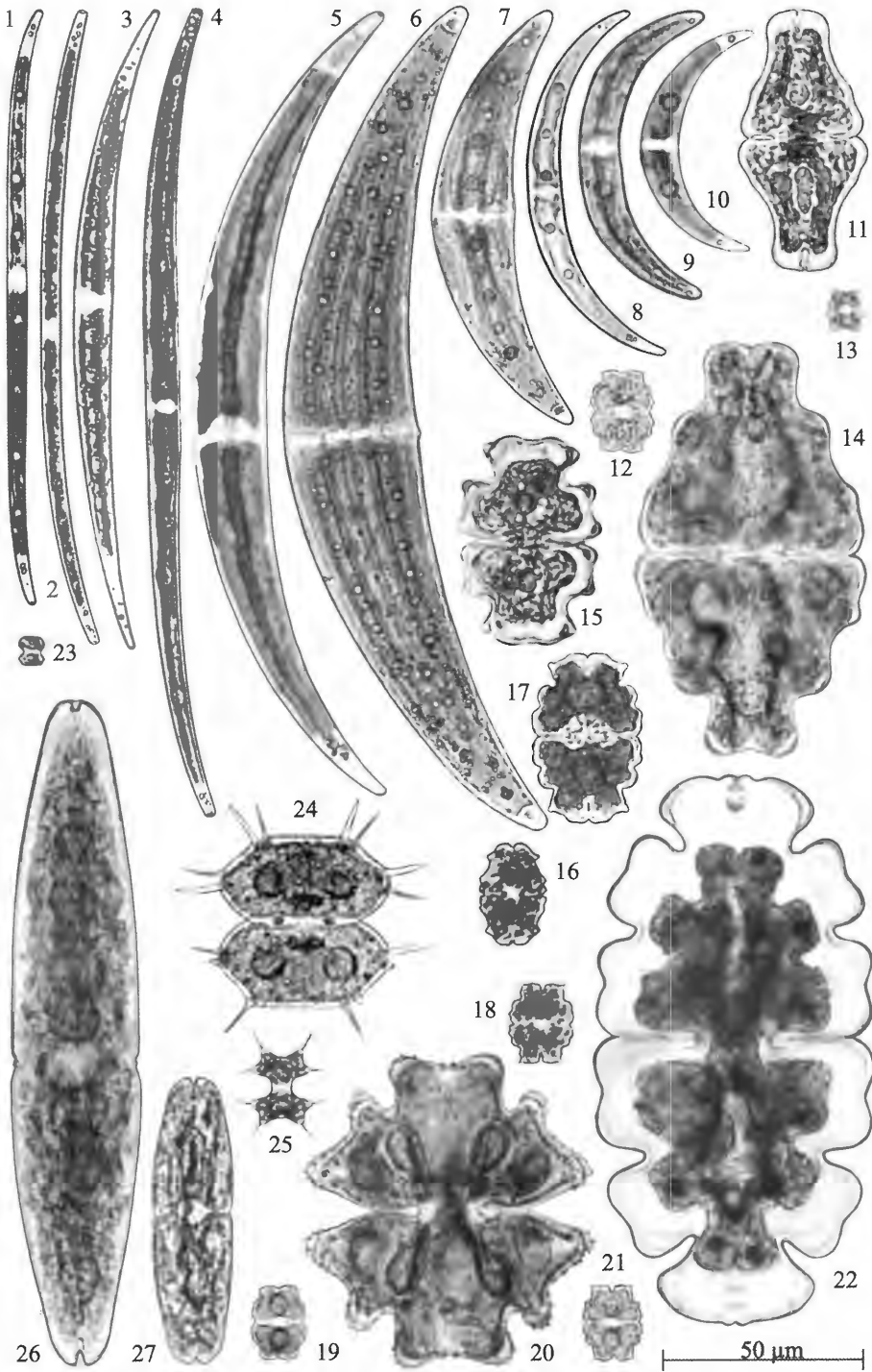
Tafel 1



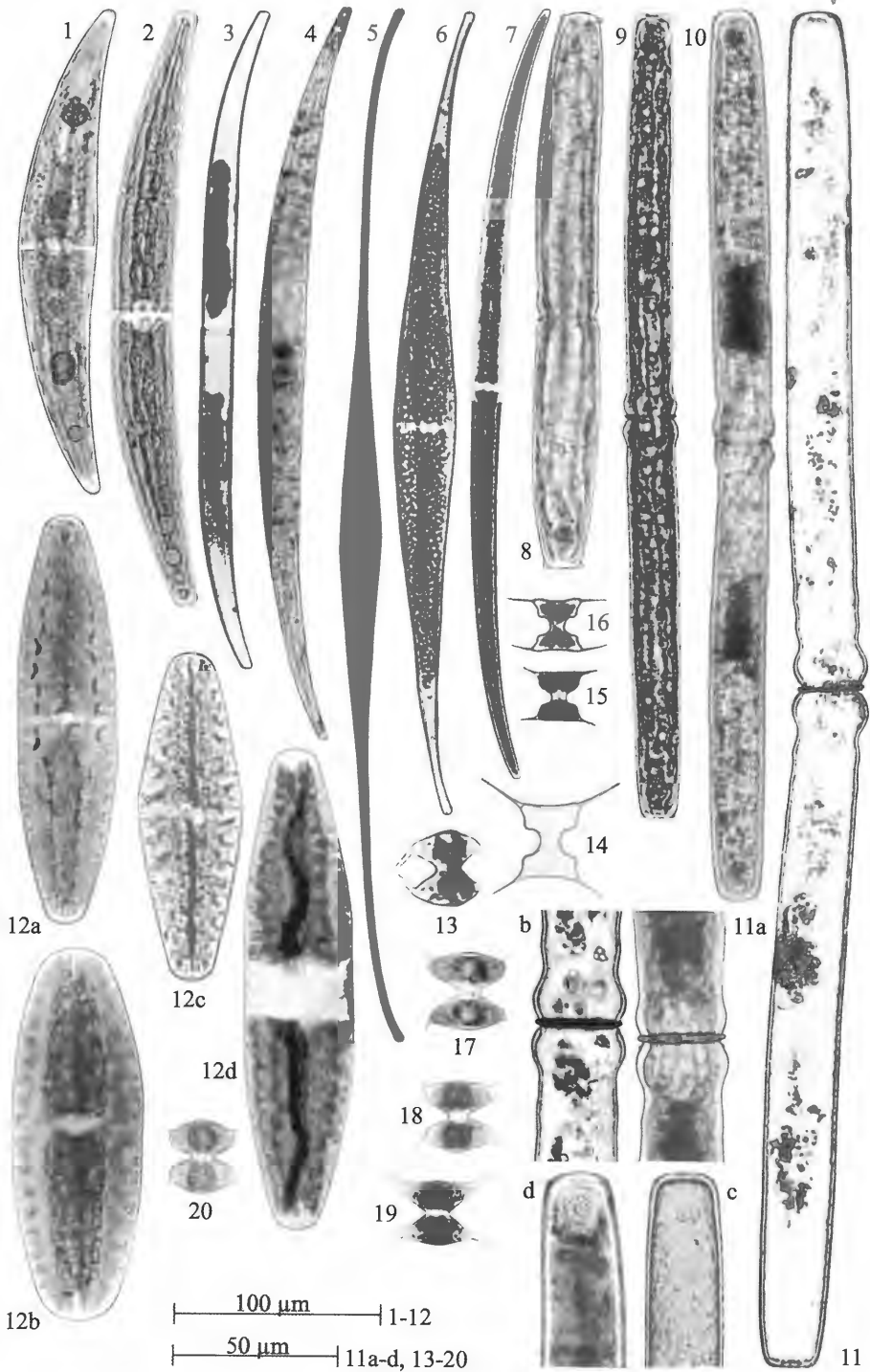
Tafel 2



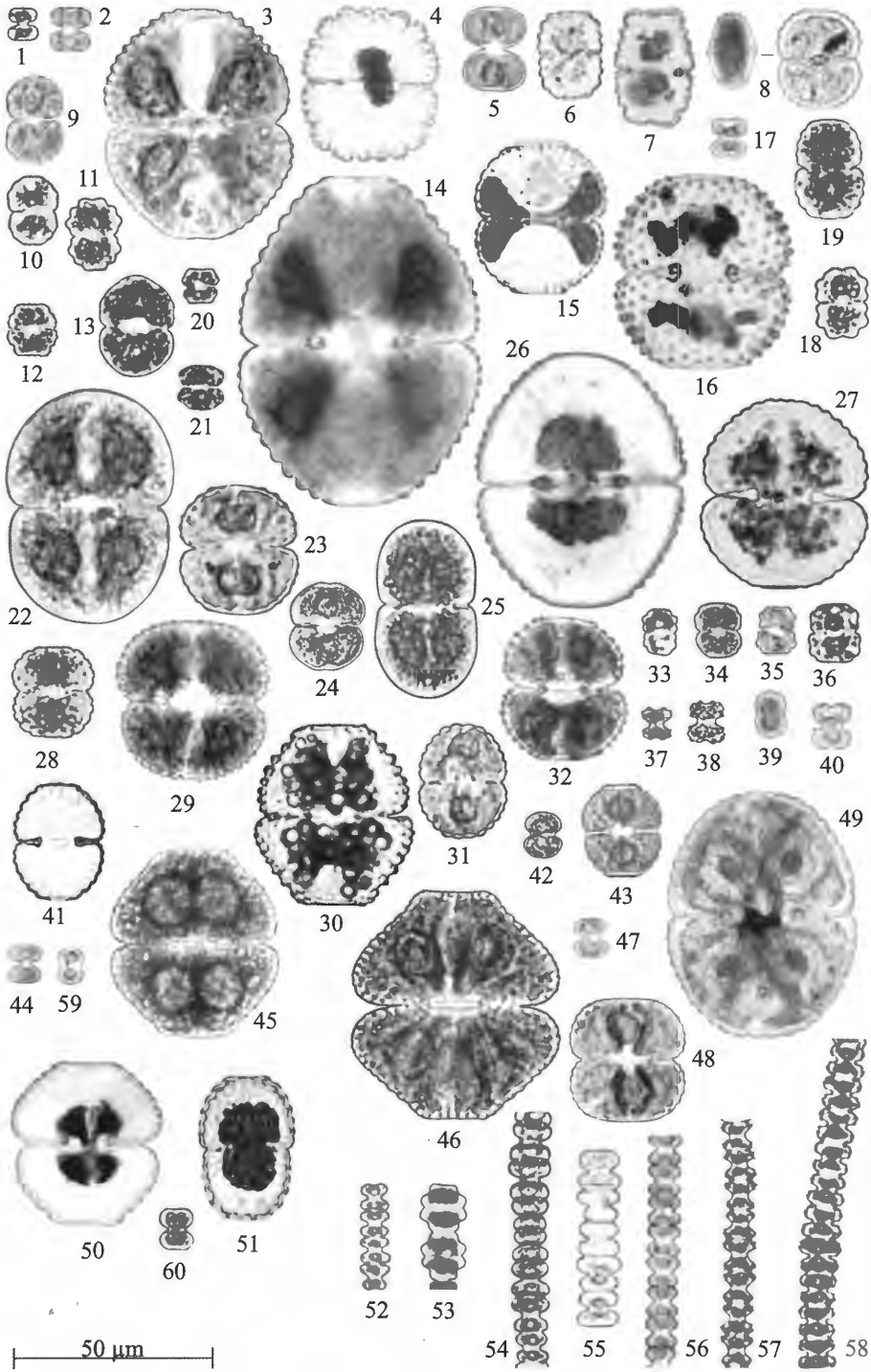
Tafel 3

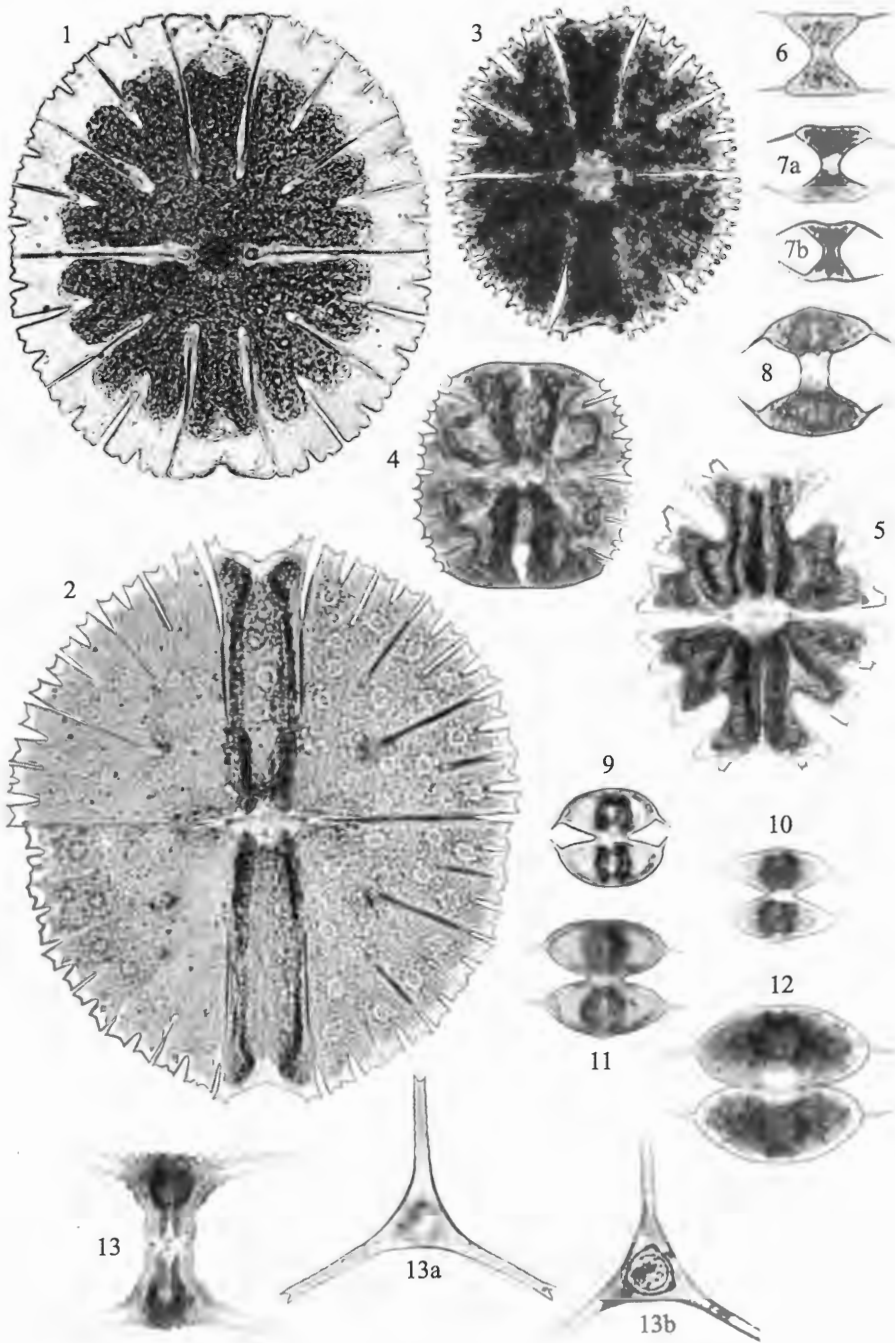


Tafel 4



Tafel 5





100 μ m | 1, 2 | 100 μ m | 3, 4, 5 | 50 μ m | 6-13, 13a-b

Tafel 7

