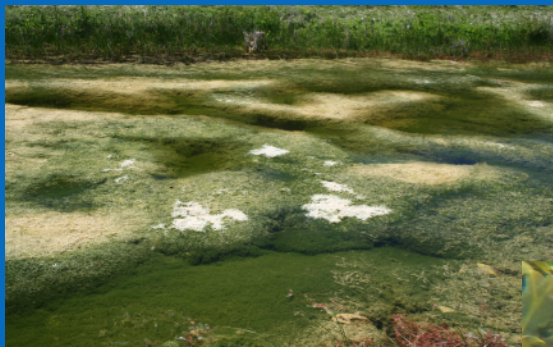


Rostocker Meeresbiologische Beiträge



**Characeen und Fucales -
phykologische Beobachtungen**

Heft 27



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

**Characeen und Fucales – phykologische
Beobachtungen**

Heft 27

Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
2017

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005243

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Hendrik Schubert

REDAKTION: Hendrik Schubert

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE:
Maike Piepho

CIP-KURZTITELAUFNahme Rostocker Meeresbiologische Beiträge / Universität
Rostock, Institut für Biowissenschaften. – Rostock,
2017. – 146 S. –
(Rostocker Meeresbiologische Beiträge ; 27)

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, 18051 Rostock

REDAKTIONSADRESSE: Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
18051 Rostock
e-mail: dagmar.heinrich@uni-rostock.de
Tel. 0381 / 498-6071
Fax. 0381 / 498-6072

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch
18051 Rostock
e-mail: sabine.lissenheim@uni-rostock.de

DRUCK: Westarp & Partner Digitaldruck Hohenwarsleben UG

Umschlagfoto Titel: *Chara hispida* bis zum Eichstrich, Strandsee bei Kerguellec
(Frankreich) [H. Schubert]
Fucus vesiculosus (Links) und *Fucus* sp. im direkten Vergleich,
Hohe Düne [A. Dietrich]
Rückseite: *Chara galioides*, reichlich fruchtend [H. Schubert]

Inhalt

	Seite
SCHUBERT, Hendrik Vorwort	5
VAN DE WEYER, Klaus, Sebastian MEIS & Georg SÜMER Entwicklung von Flora und Vegetation im PHOENIX See (Dortmund) – fünf Jahre nach Anpflanzungen mit Armleuchteralgen	7
BECKER, Ralf & Tobias BÖCKERMANN Neufund von <i>Nitella hyalina</i> (DC.) Agardh (Vielästige Glanzleuchteralge) in Deutschland	19
BRUINSMA, John Beobachtungen zur Fertilität einiger Characeen in den Niederlanden	27
RAABE, Uwe Aktuelle Nachweise von <i>Chara braunii</i> in der Oberrheinischen Tiefebene bei Stockstadt (Hessen) und Iffezheim (Baden-Württemberg)	37
KABUS, Timm Die Makrophyten-Besiedlung der Grunewaldseen-Kette mit Wiederfunden der Biegsamen Glanzleuchteralge (<i>Nitella flexilis</i> (L.) C. Agardh) für Berlin	43
RAABE, Uwe Zur Verbreitung der Schimmernden Glanzleuchteralge (<i>Nitella translucens</i>) in Westfalen	53
OLDORFF, Silke & Tom KIRSCHHEY Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple exclosure experiment	63
SCHMIEDER, Klaus, Fionn MURPHY, Michael DIENST, Irene STRANG, Eva BOY, Mona SANNY, Magge JANKE, Markus ULMA, Jana HOHNER & Gunnar FRANKE Die Entwicklung der Characeen-Bestände des Bodensees als Spiegel der trophischen Veränderungen der vergangenen Jahrzehnte	81
OLDORFF, Silke, Volker KRAUTKRÄMER, Levke HENNINGSEN, Rüdiger MAUERSBERGER, Heike WIEDENHÖFT, Tom KIRSCHHEY, Norbert BUKOWSKY et al. Exkursionsergebnisse des 12. Treffens des Arbeitskreises Characeen Deutschlands in Nordost-Brandenburg	95
KORTE, Egbert, Frank PÄTZOLD, Klaus VAN DE WEYER, Ralf BECKER, Silke OLDORFF, Volker KRAUTKRÄMER, John BRUINSMA, Hendrick SCHUBERT et al. Untersuchung von rheinland-pfälzischen Baggerseen am Oberrhein – Ergebnisse der 13. Tagung der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands	109

- DIETRICH, Anna & Hendrik SCHUBERT 117
Fucus evanescens or *Fucus edentatus*? Taxonomic problems with a non-
indigenous species which arrived at the coast of Mecklenburg-
Vorpommern
- SCHUBERT, Hendrik, Rhea SCHUMANN, Martin FEIKE, Arne SCHOOR, Carolin 127
PAUL, Reinhard HEERKLOSS, Irena TELESH & Sergei SKARLATO
Studying plankton community dynamics – an optimized mesocosm
design

Vorwort

Im vergangenen Jahr waren die Kapazitäten wegen der Drucklegung des Armleuchteralgen-Buches erschöpft und weil 2015 bereits 2 Bände der Meeresbiologischen Beiträge erschienen waren, setzte die Reihe für ein Jahr aus. Die Folge ist, dass in diesem Jahr bereits wieder so viele Manuskripte vorliegen, dass es wohl auf 2 Bände hinauslaufen wird. Die mittlerweile obligate Begutachtung haben leider nicht alle Beiträge überstanden. Trotzdem denken wir, dass der vorliegende Band einen breiten Leserkreis interessieren wird – die Bandbreite reicht von Fundmeldungen über ökologische Arbeiten bis zu mehr methodisch orientierten Artikeln. Die Tatsache, dass vermehrt auch in englischer Sprache publiziert wird, hilft bestimmt auch den Interessentenkreis zu erweitern.

Der Schwerpunkt dieses Bandes liegt auf den Characeen. Eigentlich war sogar angedacht, einen reinen Characeen-Band herauszugeben. Das hat sich zerschlagen, weil der kommende Band dann heillos überfrachtet worden wäre. Deshalb wurde entschieden, einen „Mischband“ herauszugeben. Seit alle Artikel im Internet einzeln frei heruntergeladen werden können sind die Zugriffszahlen sowieso höher als die ganze Druckauflage. Die thematische Einordnung der einzelnen Artikel wird damit mehr und mehr zweitrangig. Schön an der freien Verfügbarkeit ist auf jeden Fall, dass die Artikel in den letzten Jahren vermehrt als Referenzen in anderen Publikationen auftauchen – offenbar steigt die Sichtbarkeit der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge.

Damit lohnt sich auch all die Arbeit und ich möchte an dieser Stelle nicht nur allen Autoren für ihre Beiträge danken, sondern auch Frau Dr. Piepho für ihren Einsatz bei Layout und Druckvorbereitung meinen Dank aussprechen.

Ihnen als Lesern wünsche ich vor allem, dass auch das vorliegende Heft wieder viel Interessantes und Erhellendes enthält beziehungsweise zumindest zu Diskussionen anregt. Genau für Letzteres sind diese Hefte ursprünglich gedacht; in den Beiträgen soll stets auch Raum für neue Ansätze und Sichtweisen sein und wenn es darüber zu Diskussionen kommt, ist der Zweck dieser Publikation erfüllt.

Rostock, im März 2017

Hendrik Schubert

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Aquatische Ökologie, Albert-Einstein-Straße 3,
18051 Rostock
hendrik.schubert@uni-rostock.de

Klaus VAN DE WEYER*, Sebastian MEIS & Georg SÜMER

*lanaplan, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, Germany
klaus.vdweyer@lanaplan.de

Entwicklung von Flora und Vegetation im PHOENIX See (Dortmund) - fünf Jahre nach Anpflanzungen mit Armleuchteralgen

Development of macrophytes in Lake PHOENIX (Dortmund, Germany): A review of the last five years following planting of stoneworts

Abstract

Lake PHOENIX is an artificial lake created on a former steelworks area. In 2011 and in 2013, stoneworts were planted in the lake. In addition, the lake was seeded with oospores. The aquatic vegetation was monitored on a yearly basis between 2011 and 2016. The total number of aquatic plant species varied between 12 and 17 species. In each year at least six different stonewort species were recorded. *Chara contraria* and *Chara globularis* were the most common stonewort species present. The lake area covered with stoneworts increased from 14% (2012) to 43% (2016), while the area covered with watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) increased from 14% to 27% over the same period. Overall, the planted stoneworts did establish well and spread over nearly half of the lake area. Mass growths of nuisance plants (e.g. watermilfoil) which may result in limiting recreational use of Lake PHOENIX have not, so far, occurred.

Keywords: Charophytes, Lake PHOENIX, planting, aquatic plant management

1 Einleitung

Im PHOENIX See in Dortmund wurde zur Vermeidung von Makrophyten-Massenentwicklungen ein Konzept umgesetzt, dass auf einer Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen mit niedrigwüchsigen Makrophyten und einer Bepflanzung mit Armleuchteralgen basiert (VAN DE WEYER et al. 2014). Das Konzept berücksichtigt die Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung von Wildpflanzen (SUKOPP & TRAUTMANN). Die Anpflanzung beinhaltete die Ausbringung lebender Pflanzen (*Chara contraria*, *Chara globularis*, *Chara vulgaris*) und das Anspritzen mit Oosporen (s. Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtzahl keimfähiger Oosporen, die in den PHOENIX See eingebracht wurden (ca. 75% der Gesamtmenge, gerundet) (aus: VAN DE WEYER et al. 2014)

<i>Chara globularis</i>	28.430
<i>Chara contraria</i>	61.630
<i>Chara vulgaris</i>	7.180
<i>Nitella mucronata</i>	19.320
<i>Nitella opaca</i>	101.130
<i>Nitella syncarpa</i>	3.200
<i>Tolypella glomerata</i>	7.790
Summe	228.680

Die Bepflanzungen erfolgten im Jahr 2011, ergänzende Bepflanzungen im Jahr 2013. Die Maßnahme wird durch ein Monitoring der Makrophyten begleitet, das u.a. pro Jahr eine Artenliste und eine Vegetationskarte (ab 2012) beinhaltet. Nachfolgend werden die Ergebnisse aus den Jahren 2011-2016 dargestellt.

2 Untersuchungsgebiet

Der PHOENIX See (32 U 396751 5705393 [UTM ETRS89] bzw. 3 396786 5707236 [deutsches Gauss Krügergitter]) befindet sich in Dortmund-Hörde im Bereich eines ehemaligen Stahlwerkes (Hermannshütte), das 2001 stillgelegt und komplett demontiert wurde. Der See entstand durch Aushub der während der Stahlwerksära in das ehemalige Emschertal eingebrachten Materialien (Boden, Bauschutt). Der Baustart für das Seeprojekt lag im Jahr 2005, die Flutung endete im Mai 2011. Der PHOENIX See hat eine Fläche von 23,2 ha. Die mittlere Tiefe des von Grundwasser gespeisten Gewässers beträgt 2,8 m, die maximale Tiefe 4,0 m (MÖHRING et al. 2014, SÜMER 2013). Das Wasser ist carbonatreich. Die Gesamt-Phosphor-Gehalte lagen in den Jahren 2011-2016 zwischen 10-30 µg/l (EMSCHERGENOSSENSCHAFT, unveröff. Daten!). Die Konzeption für den PHOENIX See beinhaltete von Anfang an die Etablierung nährstoffarmer Bedingungen, um Makrophyten nur geringe Nährstoffquellen zu bieten. Zu diesem Zweck wurde am Seeufer ergänzend zum perspektivisch zu erwartenden Wasserpflanzenmanagement eine Phosphat-Eliminationssanlage errichtet, welche auf physikalischem Wege Nährstoffe (Phosphor) über Adsorption an Eisenhydroxid-Granulat aus dem Seewasser abscheidet. Da Makrophyten ihren Nährstoffbedarf auch über das Sediment abdecken können (BEST & MANTAI 1978, CARIGNAN & KALFF 1980, RATTRAY et al. 1991), erfolgte auf der gesamten Gewässersohle eine Belegung mit einer 20 cm starken nährstoffarmen Sandschicht (VAN DE WEYER et al. 2014). Im PHOENIX See wurden auch verschiedenen Sohlunbelegungsmaterialien und deren Wirkung auf Makrophyten untersucht (VAN DE WEYER et al. 2016)

3 Methoden

Das Monitoring der Makrophyten umfasst die Untersuchungen von fünf Transekten, die zweimal jährlich durch Taucher nach der Methode von PÄZOLT (2007) untersucht werden. Die verwendete Methode ist konform mit der DIN EN 15460: Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen, Deutsche Fassung EN 15460: 2007.

Die Vegetationskarten wurden nach der Methode von VAN DE WEYER et al. (2007) jeweils im September bzw. Oktober erstellt. Hierbei wurde die Unterwasservegetation durch Transekte längs der Uferlinie vom Boot aus untersucht. Die Untersuchung erfolgte mit einem Doppelrechen und einer Unterwasser-Videokamera. Desweiteren kam ein GPS-Gerät der Firma Garmin zum Einsatz. Ergänzend wurden Teilbereiche (Vegetationsgrenzen) mit Hilfe der SUP-GPS-Methode durch Taucher erfasst. Die räumliche Lage der folgenden Vegetationszonen wurde mittels GPS erfasst:

- Zone der Armluchteralgen (*Chara contraria*, *C. globularis*, *C. hispida*)
- *Myriophyllum spicatum*-Zone
- *Myriophyllum spicatum*-Zone; 0-0,5 m unter der Wasseroberfläche
- Flächen ohne oder mit wenigen Wasserpflanzen (<2% Bewuchs)
- Mischbestände
- Röhrichtzone (Phragmition)

4 Flora

Die Zahl der nachgewiesenen aquatischen Makrophyten nahm von 16 Arten im Jahr 2011 auf zwölf in den Jahren 2015 und 2016 ab; das Maximum betrug 17 Arten im Jahr 2012 (s. Tab. 2).

In allen Jahren wurden mindestens sechs Characeen-Arten nachgewiesen. Bestandsbildend in allen Jahren waren *Chara contraria* und *Chara globularis*. Diese Arten waren sowohl als lebende Pflanzen als auch als Oosporen (s. Kap. 1) eingebracht worden. Größere Teilbereiche wurden auch von *Chara hispida* eingenommen. Diese Art, die in der Roten Liste von NRW (LANUV 2010) als „vom Aussterben bedroht eingestuft ist“, wurde nicht gezielt angepflanzt bzw. Oosporen angeimpft (s. Kap. 1).

Geringere Anteile wiesen in den Jahren 2011-2016 *Chara vulgaris*, *Nitella opaca* und *Tolypella glomerata* auf. *Nitellopsis obtusa*, von der im Jahr 2013 sowohl Bulbillen als auch Oosporen eingebracht wurden (VAN DE WEYER et al. 2014), wurde in den Jahren 2013 und 2014 in Einzelempfaren nachgewiesen. Im Jahr 2016 wurde die Art an vier Stellen beobachtet.

Tab. 2: Liste der im PHOENIX See in den Jahren 2011-2016 nachgewiesenen aquatischen Makrophyten.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Rote Liste
Armelechteralgen:							
1	<i>Chara contraria</i>	x	x	x	x	x	*
2	<i>Chara globularis</i>	x	x	x	x	x	*
3	<i>Chara hispida</i>	x	x	x	x	x	1
4	<i>Chara vulgaris</i>	x	x	x	x	x	*
5	<i>Nitella opaca</i>	x	x	x	x	x	3
6	<i>Nitellospis obtusa</i>			x	x	x	V
7	<i>Tolypella glomerata</i>	x	x	x	x	x	3
Höhere Pflanzen:							
8	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	x	x	x	x	x	*
9	<i>Callitriche spec.</i>	x	x	x			*
10	<i>Elodea canadensis</i>	x	x	x	x	x	*
11	<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x	x	x	x	*
12	<i>Potamogeton natans</i>		x	x	x		*
13	<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x	x	x	x	*
14	<i>Potamogeton pusillus</i>	x	x	x	x	x	*
15	<i>Potamogeton trichoides</i>	x	x				3
16	<i>Ranunculus sceleratus</i>	x	x				*
17	<i>Sparganium emersum</i>	x	x	x	x	x	*
18	<i>Zannichellia palustris</i>	x	x				*
	Summe	16	17	15	14	12	12

Rote Liste NRW: Gefährdung gemäß Roter Liste NRW (LANUV NRW 2010): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet

5 Vegetation

Die Vegetationskarten der Jahre 2012-2016 sind in den Abb. 1 bis 5 dargestellt; die zugehörigen Flächenanteile finden sich in Tab. 3. Hieraus wird ersichtlich, dass sich die Armelechteralgen-Flächen (grün) im Westen und südlich der Inseln befinden. Dominante Arten sind *Chara contraria*, *C. globularis* und *C. hispida*. Der Flächenanteil lag 2012 bei 3,3 ha (14 %) der Seefläche und hat im Jahr 2013 auf 4,6 ha (20 %) zugenommen. Im Jahr 2014 war ein weiterer Anstieg auf 8,0 ha (34 %) zu verzeichnen. Im Jahr 2015 bedeckten Armelechteralgen 9,4 ha (40%). Im Jahr 2016 war ein weiterer Anstieg auf 9,6 ha (43%) festzustellen.

Bestände von *Myriophyllum spicatum* (rot) befinden sich in der zentralen Seefläche angrenzend an die Inseln und im Osten. Der Flächenanteil lag im Jahr 2012 bei 3,2 ha (14 % der Seefläche), in den Jahren 2013 und 2014 waren es nur noch 1,5 ha (6 %). Im Jahr 2015 stieg der Wert wiederum auf 4,0 ha (17 %) an. Im Jahr 2016 war ein weiterer, deutlicher Anstieg auf 6,2 ha (27 %) festzustellen. Auf einer Fläche von 1,6 ha (7%) wuchs *Myriophyllum spicatum* 0-0,5 m unter der Wasseroberfläche. Diese Kartierungseinheit wurde im Jahr 2016 erstmalig

differenziert. In den Vorjahren erreichte *Myriophyllum spicatum* nur Wuchshöhen, die deutlich unter der Wasseroberfläche lagen.

Daneben gibt es Flächen mit fehlendem bzw. geringem Bewuchs (blau). Der Flächenanteil lag in den Jahren 2012 und 2013 bei 2,9 ha (12 % der Seefläche), im Jahr 2014 waren es 2,5 ha (11 %) und im Jahr 2015 2,2 ha (10%) und im Jahr 2016 0,5 ha (2%). Der Anteil von Mischbeständen aus Armlauchteralgen, *Myriophyllum spicatum* und Flächen ohne Bewuchs nahm im Verlauf der Jahre ab: Im Jahr 2012 waren es 13,2 ha (56 %), im Jahr 2013 13,5 ha (57 %), im Jahr 2014 10,5 ha (45 %), im Jahr 2015 6,8 ha (29 %) und im Jahr 2016 5,2 ha (23 %). Daneben befinden sich am Nord- und Ostufer Röhrichte (Phragmition, braun).

Tab. 3: Flächenanteile der Vegetationseinheiten des PHOENIX Sees 2012-2016.

Vegetationseinheit	2012		2013		2014		2015		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Armlauchteralgen	3,3	14	4,6	20	8,0	34	9,4	40	9,6	43
<i>Myriophyllum spicatum</i> - Zone	3,2	14	1,5	6	1,5	6	4,0	17	6,2	27
<i>Myriophyllum spicatum</i> – Zone: 0-0,5 m unter der Wasseroberfläche	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	7
Flächen, Bewuchs < 2 %	2,9	12	2,9	12	2,5	11	2,2	10	0,5	2
Mischbestände	13,2	56	13,5	57	10,5	45	6,8	29	5,2	23
Röhrichtzone (Phragmition)	1,0	4	1,0	4	1,0	4	1,0	4	1,0	4
Testfläche Sohlbelegung	0,0	0	0,0	0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2

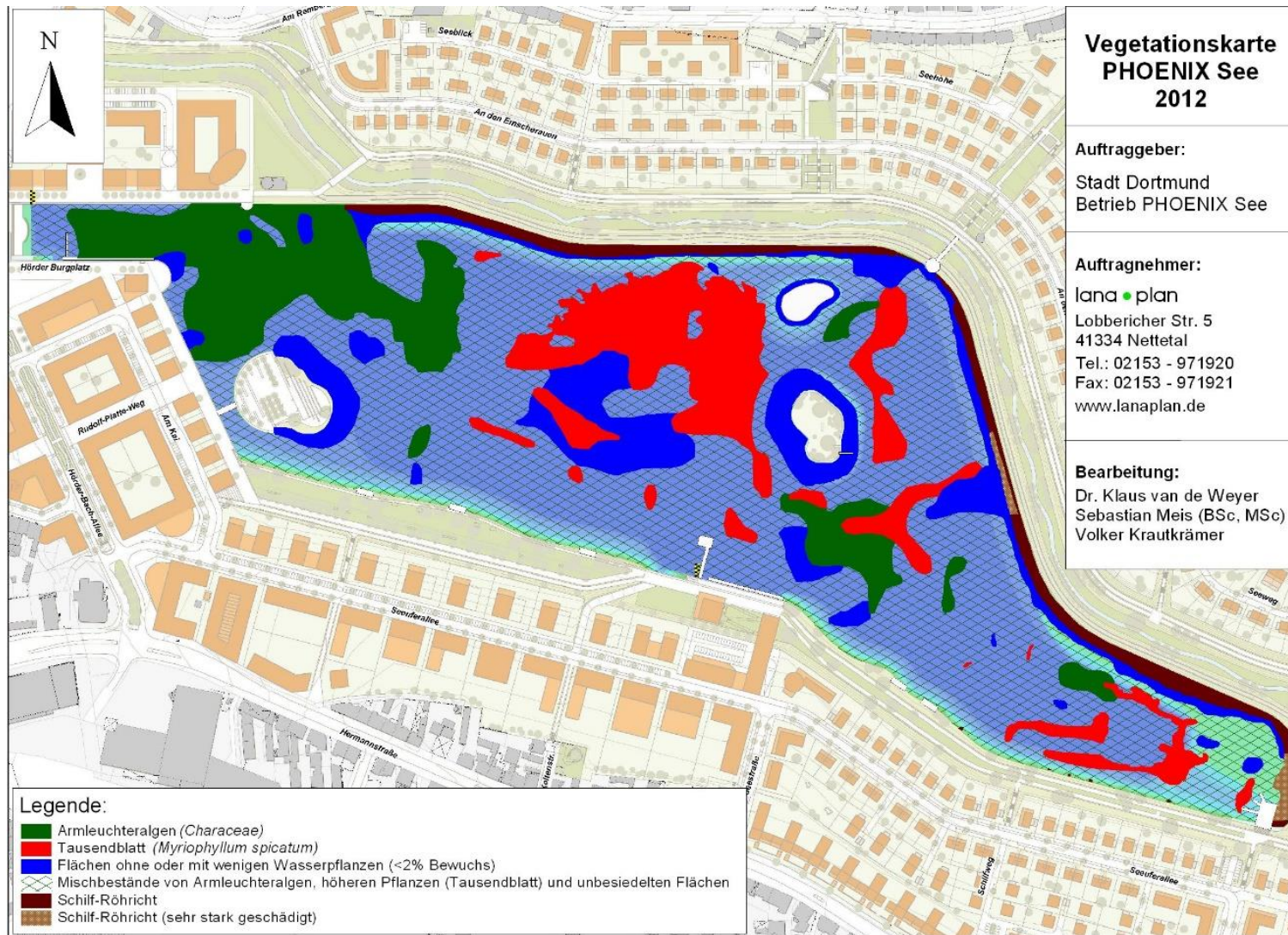


Abb. 1: Vegetationskarte des PHOENIX Sees 2012.

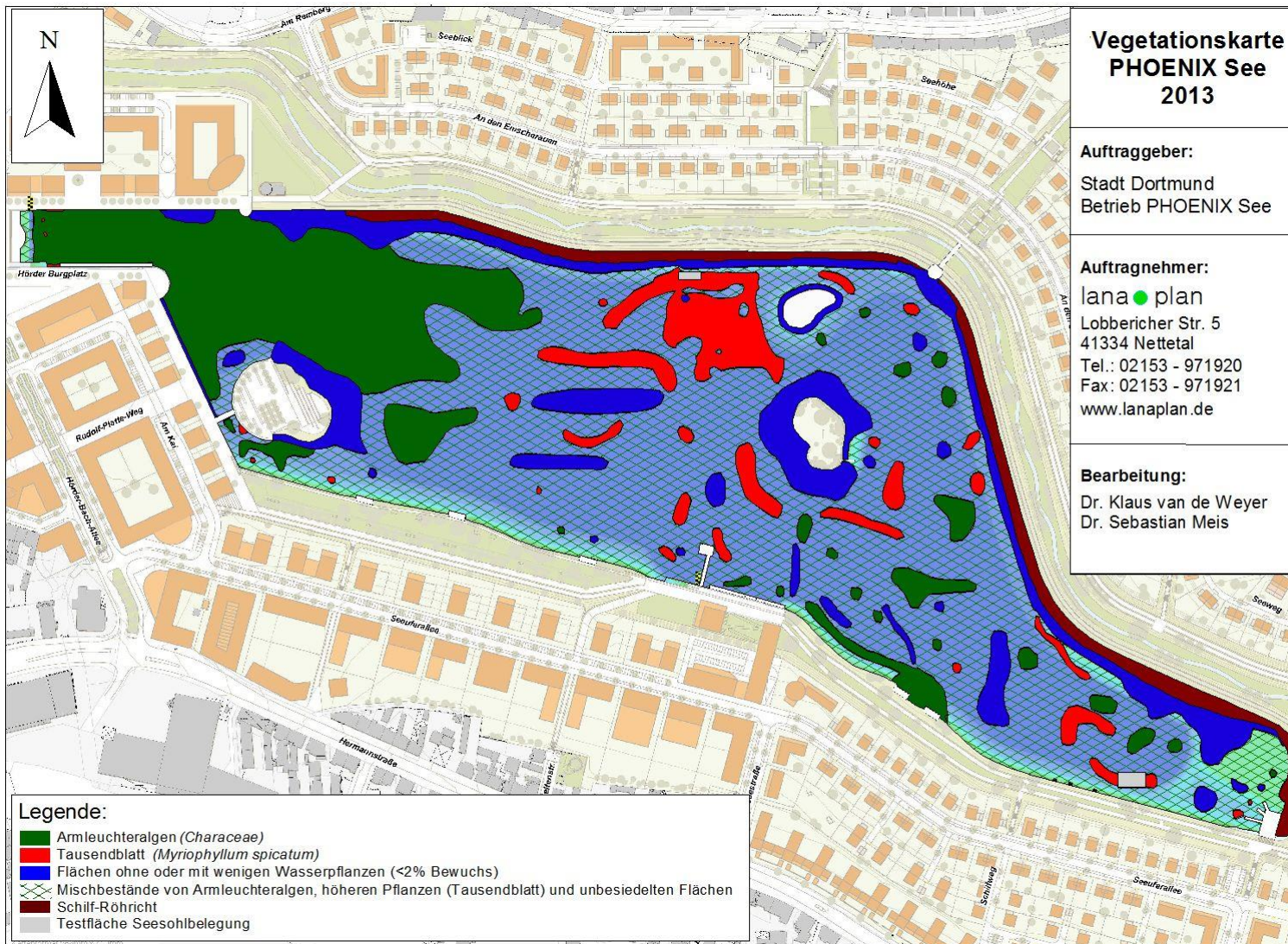


Abb. 2: Vegetationskarte des PHOENIX Sees 2013.



Abb. 3: Vegetationskarte des PHOENIX Sees 2014.

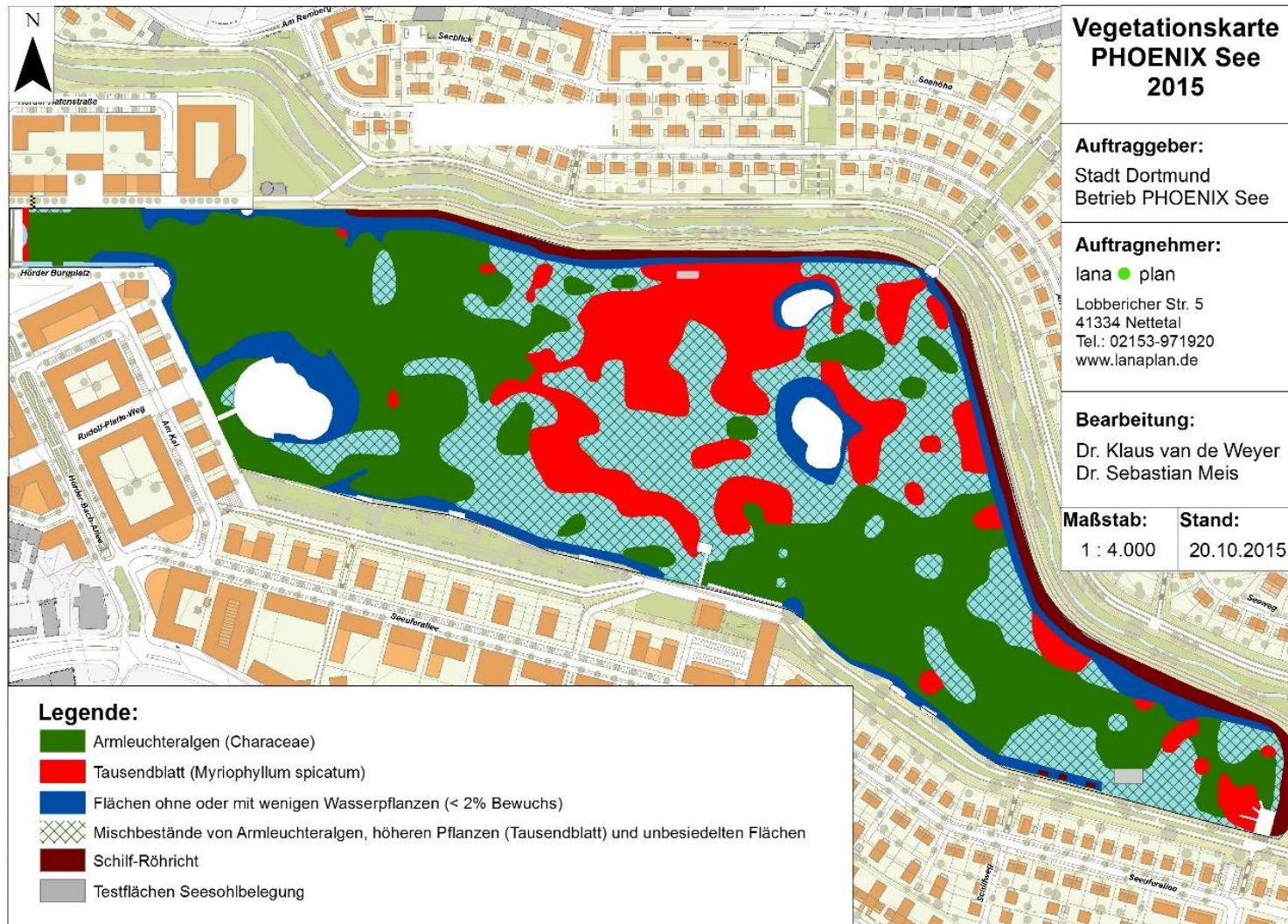


Abb. 4: Vegetationskarte des PHOENIX Sees 2015.



Abb. 5: Vegetationskarte des PHOENIX Sees 2016.

6 Diskussion

Das Fazit fünf Jahre nach Durchführung der Anpflanzung bzw. Animpfung mit Oosporen fällt für den PHOENIX See positiv aus. Die gepflanzten Armleuchteralgen (*Chara contraria*, *Chara globularis*, *Chara vulgaris*) sind nicht nur sehr gut angewachsen, sondern haben sich von den Anpflanzungen aus auch ausgebreitet. Außerdem haben sich diese Arten und weitere Arten (*Chara hispida*, *Nitella opaca*, *Nitellospis obtusa*, *Tolypella glomerata*), die angeimpft wurden, im PHOENIX See etabliert.

Die Armleuchteralgen nahmen im Verlauf der Jahre 2011-2016 im PHOENIX See flächenmäßig zu. Die Armleuchteralgen bedeckten im Jahr 2016 43 % der Seefläche.

Massenentwicklungen von höheren Makrophyten wie in den benachbarten Ruhrstauseen (PODRA & KNOTTE 2010) traten bisher im PHOENIX See nicht auf. *Elodea nuttallii*, die in den Ruhrstauseen zu großen Nutzungskonflikten führte und führt, wurde im PHOENIX See bisher noch nicht nachgewiesen. *Elodea canadensis* konnte in den Jahren 2011-2016 nur in geringer Menge festgestellt werden. Größere Anteile nahm hingegen *Myriophyllum spicatum* ein. Diese Art, die in Deutschland einheimisch ist, bereitet als Neophyt in den USA große Probleme in Hinblick auf Nutzungen von Seen. Dies betrifft auch oligo-mesotrophe Gewässer (BAILEY & CALHOUN 2008, BOYLEN et al. 1996). Der Flächenanteil von *Myriophyllum spicatum* hat im Verlauf der Jahre 2012-2016 im PHOENIX See zugenommen, der Anteil stieg bis auf 27% im Jahr 2016. Diese Bestände erreichten bisher nur im Flachwasser die Wasseroberfläche und führten daher nicht zu Nutzungseinschränkungen.

Letztlich bleibt festzuhalten, dass die geschaffenen Rahmenbedingungen (Nährstofflimitierung im Sediment und Freiwasser, Bepflanzung mit Armleuchteralgen) eine Ausbreitung hochwachsender Makrophyten bis dato verhindert haben. Auch für die Zukunft ist es erforderlich, das Monitoring im PHOENIX See fortzuführen.

Literatur

- Bailey, J.E., A.J.K. Calhoun, 2008. Comparison of Three Physical Management Techniques for Controlling Variable-leaf Milfoil in Maine Lakes. *J. Aquat. Plant. Management* 46: 163-167.
- Best, M.D. & E. Mantai, 1978. Growth of *Myriophyllum*: Sediment or Lake Water as the Source of Nitrogen and Phosphorus. *Ecology* 59: 1075-1080.
- Boylen, C.W., L. W. Eichler & J. W. Sutherland, 1996. Physical control of Eurasian watermilfoil in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 340: 213-218.
- Carignan, R. & J. Kalff, 1980. Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science* 207: 987-989.
- LANUV NRW 2010. Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, <http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/roteliste.htm>.
- Möhring, B., T. Korte, P. zur Mühlen, A. Petruck, A. Pfister & M. Sommerhäuser, 2014. Der PHOENIX See - Highlight des Strukturwandels im neuen Emschertal. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2014 (1): 17-22.
- Pätzolt, J., 2007. Der Makrophytenindex Brandenburg – ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 16: 116-121.
- Podraza, P. & H. Knotte, 2010. Massenentwicklung von *Elodea* - Diskussion der Möglichkeiten zur Bestandsregulierung am Beispiel der Ruhrstauseen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6: 286-293.

- Rattray, M.R., C. Howard-Williams & J.M.A. Brown, 1991. Sediment and water as sources for nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 40: 225-237.
- Sümer, G., 2013. Der PHOENIX See in Dortmund: Transformation einer Stahlwerksbrache zu einer hochwertigen Gewässerlandschaft unter Einbeziehung innovativer Maßnahmen zum Gewässergütemanagement. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013.
- Sukopp, H. & W. Trautmann, 1981. Ausbringung von Wildpflanzen. *Natur und Landschaft* 56: 368-369.
- Weyer, K. van de, I. Nienhaus, P. Tigges, A. Hussner & U. Hamann, 2007. Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Pflanzenbeständen in Seen. *Wasser und Abfall* 6 (1/2): 20-22.
- Weyer, K. van de, G. Sümer, H. Hueppe & A. Petruck, 2014. Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armeleuchteralgen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2014: 23-27.
- Weyer, K. van de, G. Sümer & S. Meis, 2016. Erfahrungen mit unterschiedlichen Sohlbelegungsmaterialien zum Management von Makrophyten-Massenentwicklungen im PHOENIX See (Dortmund). *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2016: 353-356.

Ralf BECKER* & Tobias BÖCKERMANN

*Am Schützenplatz 58, D-26121 Oldenburg
becker.ra@web.de

Neufund von *Nitella hyalina* (DC.) Agardh (Vielästige Glanzleuchteralge) in Deutschland

Abstract

Nitella hyalina is one of the most threatened stoneworts (Characeae) in Germany. A new record of the critically endangered species succeeded in a lake near Meppen in Lower Saxony (Northwestern Germany) in the summer of 2015. Data on the vegetation and the hydrochemical situation are given and the current distribution of *Nitella hyalina* in Germany is presented.

Keywords: Nitella, Characeae, Versener Heidesee, Niedersachsen

1 Einleitung

Nitella hyalina ist eine global verbreitete, aber weltweit sehr seltene Characeen-Art (CORILLION 1957; VAN RAAM & MAIER 1995; KRAUSE 1997). Eine ausführliche Beschreibung der Art inklusive der Angaben zu ihren morphologischen Merkmalen, zu Vergesellschaftung, ökologischen Ansprüchen, Verbreitung in Deutschland und in Europa sowie zu Gefährdung und Schutzmaßnahmen erfolgte durch BECKER (2016a: 443 ff). Darüber hinaus existieren weitere Publikationen u.a. aus dem europäischen, nordafrikanischen und russischsprachigen Raum. *Nitella hyalina* ist aktuell in vielen Staaten Europas in hohem Maße gefährdet (BECKER 2016b: 162 f). In Deutschland ist die Vielästige Glanzleuchteralge nach der aktuellen Roten Liste der Armleuchteralgen (KORSCH et al. 2013) vom Aussterben bedroht. Sie ist eine der vorrangigen Zielarten für ein Characeen-Schutzprogramm in Deutschland (BECKER 2016b:183). Im August 2015 gelang den Autoren im Versener Heidesee nordwestlich von Meppen (Landkreis Emsland) ein Neufund der Vielästigen Glanzleuchteralge (NOZ 2015). Im Folgenden soll das dortige Vorkommen der Art näher beschrieben werden. Darüber hinaus wird die aktuelle Verbreitung von *Nitella hyalina* in Deutschland erläutert.

2 Methoden

Die Untersuchung der Wasservegetation des Versener Heidesees erfolgte in den letzten Jahren zu verschiedenen Jahreszeiten durch Schnorcheln und Betauchen der Flachwasserbereiche sowie mit Hilfe von Teleskop- und Wurfharke. Die Nomenklatur dieser Publikation folgt hinsichtlich der Armeleuchteralgen der ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS (2016) sowie in Bezug auf die Gefäßpflanzen NETPHYT und BFN (2013).

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte nach DIN 38404 mit WTW pH 3110, die der Leitfähigkeit nach DIN EN 27888 mit WTW Cond 3110. Zur TN und TP-Analyse wurde zunächst ein Aufschluss mit Oxisolv (Merck 1129360030) durchgeführt mit anschließender photometrischer Messung nach der UV-Methode (228nm/218nm) mit CADAS 200.

3 Verbreitung von *Nitella hyalina* in Deutschland

In Deutschland existierten nach bisherigem Kenntnisstand insgesamt nur 3 aktuelle Wuchsorte der Vielästigen Glanzleuchteralge (BECKER 2016b: 452). Ein weiteres ehemaliges Vorkommen von *Nitella hyalina* im Bodensee (MIGULA 1897; BAUMANN 1911) ist bereits seit mehreren Jahrzehnten erloschen (KRAUSE 1997; SCHMIEDER 2004). Das älteste rezente Vorkommen der Vielästigen Glanzleuchteralge in Deutschland existiert seit den 1960er - Jahren in einem Rhein-Altarm bei Freistett in Baden-Württemberg (KRAUSE 1969: 235, WESTERMANN und WESTERMANN 1998: 38). Trotz starker Bestandseinbußen in der Vergangenheit war *Nitella hyalina* dort sowohl in den letzten Jahren als auch im Sommer 2016 weiterhin mit relativ geringer Abundanz anzutreffen (PÄTZOLD, persönliche Mitteilung).

BECKER (2008, 2010, 2011) gelangen seit 2005 zwei weitere Nachweise der Vielästigen Glanzleuchteralge in Abgrabungsgewässern im niedersächsischen Weser-Ems-Gebiet. Der großflächige Bestand in einem Baggersee in Collrunge (Landkreis Wittmund) hat sich seit 2005 deutlich ausgedehnt. Dem gegenüber konnte *Nitella hyalina* in den vergangenen drei Jahren im Abgrabungsgewässer in Bohlenbergerfeld (Landkreis Friesland) im Rahmen eigener Untersuchungen nicht mehr nachgewiesen werden (BECKER unveröffentlicht). Das dort 2009 durch den Erstautor nachgewiesene Vorkommen war allerdings ohnehin sehr individuenarm und auf einen kleinräumigen Flachwasserbereich beschränkt gewesen (BECKER 2010: 412 f).

4 Das Vorkommen von *Nitella hyalina* im Versener Heidensee

Der ca. 16 ha große und bis zu 28 m tiefe Versener Heidensee (Landkreis Emsland, TK 3209/3/ MF 06) entstand in den 1990er - Jahren im Rahmen der Sandgewinnung für den Bau der direkt angrenzenden Autobahn A31. Er wurde 2008 mitsamt der sich an den See anschließenden Heideflächen als insgesamt ca. 40 ha großes Naturschutzgebiet (NSG) ausgewiesen. Der Versener Heidensee ist gleichzeitig Bestandteil des 2006 gegründeten internationalen Naturparks

"Bourtanger Moor - Bargerveen" (NLWKN 2016). Die den See umgebenden Heideflächen werden ganzjährig extensiv vom Verein „Land Unter“ vorwiegend durch Schafbeweidung (Bentheimer Landschaft) gepflegt (LAND UNTER 2016). Aufgrund des Fehlens direkt angrenzender intensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen und des vorherrschenden sandigen Sediments ist das Wasser des Sees sehr klar. Leitfähigkeit, Gesamthärte sowie die Nährstoffgehalte sind nach den Ergebnissen von Einzelmessungen relativ gering (vgl. Tabelle 1).

Tab. 1: Hydrochemische Daten zum Versener Heidesees. Erläuterungen: LF = Leitfähigkeit, GH = Gesamthärte.

Datum/Parameter	pH	LF ($\mu\text{S/cm}$)	GH ($^{\circ}\text{dH}$)	TP (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	TN (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)
01.04.2009 (Nordost)	7,3	161	2,52	0,021	0,009	0,85	2,06	0,267	
16.08.2009 (Nord)	6,5	164		0,016		1,03	1,26		
13.08.2016 (Nordost)	7,3	177	2,4	0,067	0,1	0,98	1,21	0,086	27,5
10.09.2016 (Südost)	8,5	161	2,4	0,026	0,04	0,63	0,93	<0,039	21,7

Der in Tab. 1 angeführte, relativ hohe pH-Wert von 8,5, der im September 2016 am Südostufer des Sees gemessen wurde, ist für kalkarme und in der Regel saure bis neutrale Heideseen untypisch. Die Ursache könnte im vorliegenden Fall in fluviatilen, tonig-schluffigen Schichten liegen, die laut dem AMT FÜR BODENFORSCHUNG HANNOVER (1953) in einigen Rinnen und Mulden des ehemaligen Versener Moores früher vorkamen und im Zuge der Ausbaggerung des Versener Heidesees möglicherweise angeschnitten wurden.

Die überwiegend gehölzfreie Westseite des Sees ermöglicht eine relativ ungehinderte Windwirkung. Die vorherrschenden Westwinde halten mit Hilfe der Wellenbewegungen die ausgedehnten sandigen Flachwasserbereiche am Nord- und Ostufer des Sees weitgehend frei von Schlamm und anderen Ablagerungen, so dass sich hier eine besonders artenreiche Characeen- und Littorelletea-Vegetation mit Vorkommen vieler gefährdeter Arten entwickeln konnte. Aktuell sind im NSG Versener Heidesees 34 Pflanzenarten der Roten Liste nachgewiesen worden. Fischbesatz sowie eine fischereiliche Nutzung erfolgten nicht.

Die Vegetationsentwicklung des Sees wurde v.a. in den letzten 10 Jahren durch die Autoren kontinuierlich verfolgt. Erste Nachweise von Characeen erfolgten 2008 in Form von *Nitella translucens* (Schimmernde Glanzleuchteralge) sowie von *N. flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge) 2009 im damals noch sehr vegetationsarmen See. Als weitere Characeenart trat in den folgenden Jahren *Chara virgata* (Feine Armlauchteralge) hinzu. Sie bildete 2012 noch ausschließlich im relativ windgeschützten und von Wasservögeln bevorzugten südlichen und südöstlichen Flachwasserbereich des Versener Heidesees größere Bestände. 2013 war *Chara virgata* bereits im gesamten See v.a. in den Flachwasserbereichen, aber auch entlang der Abbruchkante bis in 4,5 m Tiefe in teilweise großflächigen Unterwasserrasen anzutreffen. Die Vorkommen von *N. flexilis* und *N. translucens* beschränkten sich v.a. auf tiefere Bereiche unterhalb von 1,5 m. *Nitella hyalina* konnte im Sommer 2013 trotz intensiver Inventarisierung noch nicht im Versener

Heidesees nachgewiesen werden. Ihr Nachweis gelang den Autoren erstmalig im August 2015 im südöstlichen Gewässerbereich in 0,3 bis ca. 2,5 m Tiefe. Die Vielästige Glanzleuchteralge besiedelte 2015 eine Gesamtfläche von etwa 100 m². Bis September 2016 hat sich der Bestand von *N. hyalina* mit einer Gesamtfläche von über 200 m² mehr als verdoppelt und entlang des Südostufers deutlich in nördliche Richtung ausgedehnt. Die heliophile Art ist aktuell vorwiegend auf reinem Sand in den ufernahen, besonnten Flachwasserzonen in Tiefen zwischen 0,1 und 1,5 m in flächigen Rasen anzutreffen (vgl. Abb. 1) und hat dort *Chara virgata* inzwischen deutlich zurückgedrängt.

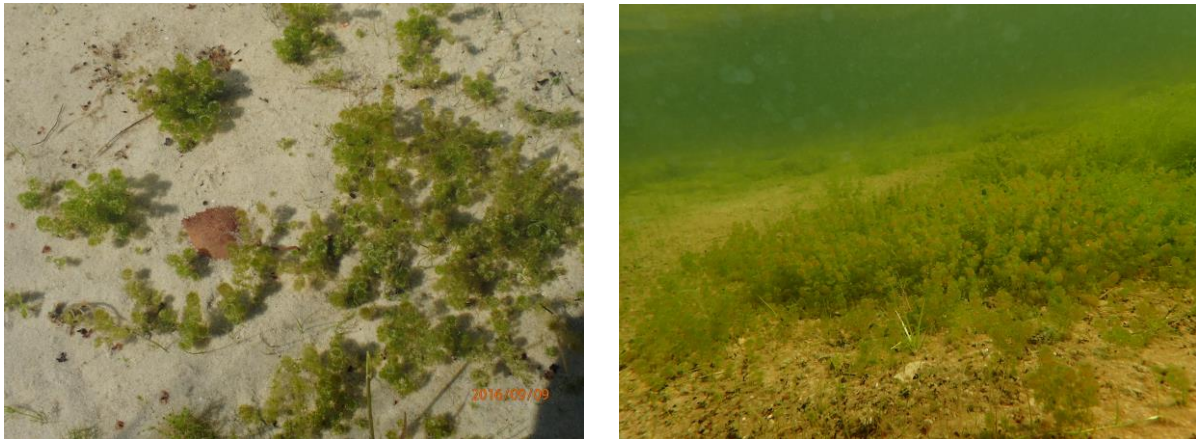


Abb. 1: Bestand von *Nitella hyalina* im Flachwasserbereich des Versener Heidesees (Fotos: links: R. Becker, rechts: T. Böckermann)

An submersen Wasserpflanzen treten in den Bereichen mit Vorkommen von *Nitella hyalina* neben den Armleuchteralgen *Nitella flexilis*, *N. translucens* und *Chara virgata* vor allem *Baldellia ranunculoides*, *Eleocharis palustris* ssp. *palustris*, *Potamogeton alpinus*, *P. pectinatus* var. *pectinatus*, *Pilularia globulifera* sowie vereinzelt *Littorella uniflora* in Erscheinung. In tieferen Seebereichen bilden v.a. *Potamogeton alpinus*, *P. berchtoldii* und *Nitella translucens* große Bestände. Die in Tabelle 2 dargestellten Vegetationsaufnahmen aus dem südöstlichen Seebereich aus den Jahren 2015 und 2016 verdeutlichen die aktuelle Vergesellschaftung von *Nitella hyalina* im Versener Heidesees.

Der Versener Heidesees wird im Herbst und Winter von mehreren Tausend Stockenten sowie von verschiedenen Gänsearten und Schwänen als Rastgewässer genutzt. Im Herbst 2016 fraßen die Vögel im Südostteil des Sees sämtliche Wasserpflanzen, bevorzugt den Pillenfarn (*Pilularia globulifera*). Dabei durchpflügten sie den Sandboden regelrecht, verschmähten aber *N. hyalina*.

5 Fazit

Aufgrund der für den Schutz von Characeen derzeit hervorragenden Rahmenbedingungen am Versener Heidensee mit geringen Nährstoffkonzentrationen, Existenz großer Puffer- und breiter Flachwasserzonen, Ausschluss einer fischereilichen Nutzung sowie durch die extensive Pflege der den See umgebenden Heideflächen konnte sich *Nitella hyalina* hier neben zahlreiche weiteren stark gefährdeten Pflanzenarten neu etablieren. Damit existieren aktuell erfreulicherweise wieder drei Wuchsgewässer der Vielästigen Glanzleuchteralge in Deutschland. Vor dem Hintergrund der aktuellen Vegetationsentwicklung könnte sich der Bestand der Art im Versener Heidensee bei Sicherung der günstigen Rahmenbedingungen in den kommenden Jahren noch vergrößern.

Trotz des vorhandenen NSG-Status existieren für den Versener Heidensee relevante Risikofaktoren, die zumindest mittelfristig erhebliche nachteilige Veränderungen bewirken können. Neben einem noch in Planung befindlichen unmittelbar angrenzenden Straßenbauprojekt spielen insbesondere atmosphärische Nährstoffeinträge, verursacht v.a. durch Landwirtschaft und Straßenverkehr, eine wichtige Rolle. So haben Stickstoffmessungen im Rahmen einer umfangreichen Studie im benachbarten NSG Wesuweer Moor eine mittlere Ammoniak-Konzentrationen von $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie eine errechnete Gesamtstickstoff-Deposition von $28,2 \text{ kg N pro Hektar und Jahr}$ ergeben (LANDKREIS EMSLAND 2013: 35). Damit beträgt die N-Deposition das Mehrfache des für oligo- und mesotrophe Gewässer wie den Versener Heidensee als unbedenklich geltenden critical load von jährlich maximal 3 bis 10 kg N/ha (BOBBINK und HETTELINGH 2011). Effektive Maßnahmen zur Verringerung der N-Depositionen sind daher dringend erforderlich. Diese müssen gleichzeitig auf lokaler Ebene v.a. durch eine Senkung der aus der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung resultierenden Stickstoffeinträge als auch auf internationaler Ebene zur Minderung des atmosphärischen Stickstoff-Ferntransports erfolgen (BECKER 2016b: 171 f.). Darüber hinaus sind zum Schutz von *Nitella hyalina* in Deutschland die von BECKER (2016b: 182 ff.) beschriebenen Maßnahmen im Rahmen eines Characeen-Schutzprogrammes kurzfristig umsetzen.

Zusammenfassung

Nitella hyalina (Vielästige Glanzleuchteralge) ist eine der seltensten Arten der Armleuchteralgen (*Characeae*) Deutschlands. Sie ist vom Aussterben bedroht. 2015 gelang den Autoren ein Neufund der Vielästigen Glanzleuchteralge in einem Abgrabungsgewässer bei Meppen (Niedersachsen). Die hydrochemischen Rahmenbedingungen sowie die Vergesellschaftung von *Nitella hyalina* im Wuchsgewässer werden beschrieben und an Hand von Vegetationsaufnahmen verdeutlicht. Darüber hinaus wird der aktuelle Stand der Verbreitung der Art in Deutschland erläutert.

Danksagung

Unser Dank gilt Frau Melanie Willen und Prof. Rainer Buchwald von der Universität Oldenburg für die hydrochemischen Analysen der Wasserproben aus

dem Versener Heidesee sowie Frank Pätzold (Baden-Baden) für die Überprüfung des *Nitella hyalina*-Bestandes bei Freistett.

Literatur

- Amt für Bodenforschung Hannover, 1953. Boden- und Moorkarte des Emslandes, 1:5.000. Beiheft zum Blatt "Versener Moor", 78R, 42H.
- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.), 2016. Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Verlag. 618 S.
- Baumann, E., 1911. Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Archiv für Hydrobiologie Supplement (I): 554 S. Stuttgart.
- Becker, R., 2008. Die Armleuchteralgen (*Characeae*) des Weser-Ems-Gebietes. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 19: 43-55.
- Becker, R., 2010. Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein Bremen 46/3: 409-418.
- Becker, R., 2011. Erstfund der Vielästigen Glanzleuchteralge *Nitella hyalina* (D.C.) Agardh in Niedersachsen. Berichte der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland. Beiheft 3: 5-10. Karlsruhe
- Becker, R., 2016a. *Nitella hyalina*. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Verlag: 443-455.
- Becker, R., 2016b. Gefährdung und Schutz von Characeen. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Verlag: 149-191.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (Hrsg.), 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop Noorwijkerhout, 23-25 June 2010.
- Corillion, R., 1957. Les Charophycees de France et d'Europe Occidentale. Reimpression autorisee 1972, Koeltz Verlag, Koenigstein-Taunus. 499 S.
- Korsch, H., A. Doege, U. Raabe & K. van de Weyer, 2013. Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. 3. Fassung. Haussknechtia 17: 1-32 (Beiheft).
- Krause, W., 1969. Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene. Archiv Hydrobiologie /Suppl. 35 (2): 202-253
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 18. G. Fischer Verlag. 202 S.
- Landkreis Emsland, 2013. Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST), Abschlussbericht. <https://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/198,cd073628-a8ce-e8ad-078de28448f8ddc4~pdf.html>, zuletzt aufgerufen am 28.10.2016.
- Land Unter e.V., 2016. Der Versener Heidesee. <http://www.bentheimer-landschaf.de/unserschutzbereiche/der-versener-heidesee/>, zuletzt aufgerufen am 06.10.2016.
- Migula, W., 1897. Die Characeen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. In: Rabenhorst's Kryptogamenflora Bd. V., E. Kummer Verlag, Leipzig. 765 S.
- Netzwerk Phytodiversität Deutschlands e.V. und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), 2013. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 912 S. Bonn-Bad Godesberg.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz), 2016. Naturschutzgebiet „Versener Heidesee“. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/einzelnen_naturschutzgebiete/naturschutzgebiet-versener-heidesee-45672.html, zuletzt aufgerufen am 06.10.2016.
- NOZ (Neue Osnabrücker Zeitung), 2015. Armleuchteralge im Heidesee. Extrem seltene Pflanze bei Meppen entdeckt. <http://www.noz.de/lokales/meppen/artikel/610663/extrem-seltene-pflanze-bei-meppen-entdeckt#gallery&0&0&610663>, zuletzt aufgerufen am 05.11.2016.
- Schmieder, K., 2004. Die Characeen des Bodensees. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 179-194.
- Van Raam, J.C & E.X. Maier, 1995. Nederlandse Kranswieren. 5. Klein glanswier [*Nitella hyalina* (DC.) Agardh]. Gorteria 21: 101-106.

Westermann, K. & S. Westermann, 1998. Die Quellgewässer und ihre Vegetation in der südbadischen Oberrheinniederung. Naturschutz südlicher Oberrhein 2: 1-93.

John BRUINSMA

Thorbeckelaan 24; NL5694 CR Breugel; Niederlande
bruinsma@dse.nl

Beobachtungen zur Fertilität einiger Characeen in den Niederlanden

Abstract

Of 3386 Charophyte records in the Netherlands between 1990 and 2014 about 30% of the plants were vegetative at the sampling day. For several species sufficient data exist to present details about absence and presence of gametangia as well as their degree of maturity.

Chara virgata bears gametangia more often than *Chara globularis* does. *Chara vulgaris* is rarely vegetative. At *Chara vulgaris* var. *longibracteata* fully developed oogonia are less present than at var. *papillata* and var. *vulgaris*.

Nitella translucens, *N. mucronata*, *N. flexilis* and *N. opaca* are much more often vegetative than on average for all Charophytes, despite the fact they have no specialised overwintering organs. In the case of *Nitella translucens* one may wonder whether the large percentage of vegetative, short living plants which germinated after restoration measures, may contribute to their local extinction. Apparently, *Nitella flexilis/opaca* survives for many years in streams without forming gametangia by means of vegetativ propagation and resettlement after washing away.

Keywords: Characeae, Niederlande, Entwicklungsstadium, *Chara*, *Nitella*

1 Einleitung

Es gibt viele Angaben zur Saisonalität der Characeen: wann sind die Pflanzen anzutreffen und /oder wann werden Gametangien gebildet (z.B. bei den verschiedenen Artbeschreibungen in ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016; CORRILLION 1975; KRAUSE 1997 & VAN RAAM c.s. 1998). Während der Kartierung von Characeen in den Niederlanden war auffällig, dass es Arten gibt, die sehr häufig Gametangien haben, während sie bei anderen Arten viel seltener auftreten.

Mit dem Ziel Gametangien zu vermessen, wurde beim Durchsehen von frischem Material oder Alkoholpräparaten notiert, ob es Gametangien gab und welches Entwicklungsstadium diese hatten. Damit ergab sich die Gelegenheit, die Präsenz von Gametangien und ihr Entwicklungsstadium statistisch auszuwerten und zu diskutieren.

2 Material und Methoden

Von 1990 bis 2014 hat der Autor eine Datenbank mit Fundmeldungen von Characeen aufgebaut. Die Datenbank kann beim Autor eingesehen werden und wird außerdem jährlich auf die Seite des Landelijk Informatiecentrum Kranswieren kopiert. Aus dieser Datenbank sind für diesen Bericht nur 3386 Fundmeldungen aus den Niederlanden ausgewählt. Damit sollen z.B. klimatisch und geologisch bedingte Unterschiede zwischen verschiedenen Regionen Europas ausgeschlossen werden. Etwa ein Drittel der Geländeaufsammlungen stammen vom Autor, die anderen überwiegend von den Florenkartierern der Provinz Noord-Brabant. Soweit angebracht, wurde Herbarmaterial aufbewahrt. Dieses befindet sich meist in Leiden, einiges auch in Regionalherbarien wie Maastricht und Nijmegen (Nimwegen). Fast alle Belege sind Alkoholpräparate.

Es wurde stets das weiteste Entwicklungsstadium der Gametangien in einer Kollektion notiert. Befanden sich z.B. junge und ausgewachsene Antheridien an den Pflanzen, wurde 'ausgewachsen' notiert, analog wurde mit den Oogonien verfahren.

Um repräsentative Ergebnisse zu erhalten, werden in den Artbeschreibungen nur Arten betrachtet, von denen es wenigstens 100 Fundmeldungen gab, lediglich *Nitella mucronata* wurde noch mit 98 Meldungen einbezogen. Damit konnten folgenden Arten analysiert werden: *Chara vulgaris* (1196), *Chara globularis* (570), *Chara virgata* (369), *Nitella translucens* (132), *Chara contraria* (131), *Nitella mucronata* (98). Dazu kommt noch die Artengruppe *Nitella flexilis/opaca* (549). Insgesamt sind dies 89,9% aller Fundmeldungen.

Problematisch ist, dass man nicht alle Arten vegetativ bestimmen kann, zum Beispiel das Paar *Nitella flexilis/opaca*. Auch wenn man *Nitella flexilis/opaca* mit nur Antheridien oder Oogonien findet, sind die Pflanzen nicht immer zu bestimmen, u.a. weil *Nitella flexilis* sehr protandrisch sein kann und damit die Verwechslungsmöglichkeit mit der zweihäusigen *Nitella opaca* steigt.

Lebenszyklus von Characeen

Der Lebenszyklus einer einhäusigen Armleuchteralge läuft im Allgemeinen folgenderweise ab. Ob die Art grün überwintern kann oder nicht, zuerst sind die Pflanzen vegetativ. Weil die Characeen mehr oder weniger stark protandrisch sind, werden zunächst junge Antheridien gebildet. Dann wachsen die Antheridien aus und entweder gleichzeitig oder etwas später bilden sich junge Oogonien. Während die Oogonien auswachsen, fallen die Antheridien schon ab. An den Ästen des nächstjüngeren Nodiums läuft dieselbe Entwicklung zeitversetzt ab. Das kann dazu führen, dass es an älteren Seitenästen ausgewachsene Oogonien/Oosporen gibt und an den jüngeren junge oder ausgewachsene Antheridien. Letztendlich geht die Pflanze wieder in ein vegetatives Stadium über. In einer Probe mit mehreren Pflanzen können alle Stadien anwesend sein.

Bei zweihäusigen Arten verläuft diese Entwicklung nicht wesentlich anders. Allerdings gibt es Fundstellen mit großen Beständen von nur männlichen oder nur weiblichen Pflanzen oder es ist vielleicht sogar permanent nur ein Geschlecht anwesend. Deshalb findet man bei zweihäusigen Arten oft nur ein Geschlecht. Ob es auch bei einhäusigen Arten Proterandrie gibt, ist uns nicht bekannt.

3 Ergebnisse

Verteilung der ermittelten Fertilitätstadien der untersuchten Characeen

Von den 3374 ausgewerteten Aufsammlungen entfielen 3046 auf das Sommer- und nur 328 auf das Winterhalbjahr (90,3 zu 9,7%) (Tab. 1). Bezogen auf das ganze Jahr kommen drei Stadien am meisten vor: vegetative Pflanzen mit 29,6%, Pflanzen mit ausgewachsenen Antheridien und jungen Oogonien mit 11,7% und Pflanzen mit ausgewachsenen Antheridien und ausgewachsenen Oogonien mit 41,3%. Pflanzen mit jungen Antheridien und jungen Oogonien (5,1%) und Pflanzen mit nur ausgewachsenen Oogonien (5,7%) sind deutlich seltener. Alle anderen Kombinationen spielen praktisch keine Rolle.

Tab. 1.: Entwicklungsstadien von Characeen bezogen auf das ganze Jahr sowie differenziert nach Sommer- und Winterhalbjahr (in %)

Stadium	Jahr	Mai-Sept	Okt-April
anth jung	2,6	2,7	2,4
anth jung, oog jung ¹⁾	5,1	5,1	4,0
anth jung, oog ausg ¹⁾	0,4	0,4	0,6
anth ausg	3,3	3,0	5,8
anth ausg, oog jung ¹⁾	11,7	12,7	3,0
anth ausg, oog ausg ¹⁾	41,3	44,4	13,1
oog jung	0,3	0,3	0,3
oog ausg	5,7	5,5	7,3
<i>Subtotal generativ</i>	71,4	74,1	36,6
vegetativ	29,6	25,9	63,4
Total	100,0	100,0	100,0
N	3374 ²⁾	3046	328

¹⁾ In derselben Aufsammlung; entweder an denselben Pflanzen, oder, insbesondere bei zweihäusigen Arten, an unterschiedlichen Pflanzen.

²⁾ Von 12 Fundmeldungen ist der Monat unbekannt; diese sind auch nicht in der Spalte 'Jahr' einbezogen.

Tab. 2.: Verteilung der Entwicklungsstadien bei *Chara contraria*, *C. globularis*, *C. virgata*, Varietäten von *C. vulgaris*, *Nitella mucronata*, *Nitella flexilis/opaca* und *N. translucens*.

Stadium	<i>Chara contraria</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Chara virgata</i>	<i>Chara vulgaris var. longibracteata</i>	<i>Chara vulgaris var. papillata</i>	<i>Chara vulgaris var. vulgaris</i>	<i>Nitella mucronata</i>	<i>Nitella flexilis/opaca</i>	<i>Nitella translucens</i>	Alle
anth jung	5,3	2,8	2,4	5,5	2,8	3,6	0	0,9	0,8	2,6
anth jung, oog jung	5,3	4,7	3	9,5	4,2	7,2	5,1	1,1	7,6	5,1
anth jung, oog ausg	0,8	0,7	0,8	0,4	0	0,4	0	0,2	0	0,4
anth ausg	3,1	1,2	3,5	6,6	2,3	1,7	1	4,4	0	3,3
anth ausg, oog jung	5,3	8,4	11,1	24,5	24,3	18,8	7,1	2,7	6,8	11,7
anth ausg, oog ausg	47,3	35,1	50,9	42,7	60,7	60	35,7	18,6	12,9	41,3
oog jung	0	0	0	0	0	0,3	0	0	2,3	0,3
oog ausg	5,3	7,4	5,4	1,1	2,8	2,7	3,1	4,7	4,5	5,7
<i>Subtotal generativ</i>	72,5	60,4	77,2	91,1	97,2	94,7	52	32,6	34,8	70,7
vegetativ	27,5	39,6	22,8	9,9	2,8	5,3	48	67,4	65,2	29,6
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
N	131	570	369	274	214	698	98	549	132	3386

Erwartungsgemäß sind in der Wintersaison von Oktober bis April mit 63,4% deutlich mehr als die Hälfte der Aufsammlungen vegetativ. In den 'echten Wintermonaten' Dezember, Januar und Februar sind es sogar 84,1% (von n=44). Von Mai bis September (Sommersaison) sind aber immer noch 25,9% aller Fundmeldungen vegetative Pflanzen.

Für die Einzelarten werden nur die Daten präsentiert, die auf das ganze Jahr bezogen sind, siehe Tabelle. 2.

Chara contraria

Tabelle 2 zeigt, dass *Chara contraria* sich ziemlich genau so verhält wie eine 'durchschnittliche Characee': 27,5% der Aufsammlungen waren vegetativ vs. 29,6% bei allen Characeen insgesamt. Die Kombination 'ausgewachsene Antheridien + junge Oogonien' kommt etwas weniger vor als im Durchschnitt (5,3% vs. 11,7%) und 'ausgewachsene Antheridien + ausgewachsene Oogonien' etwas mehr (47,3% vs. 41,3%).

Chara globularis und *Chara virgata*

Chara globularis trifft man häufiger vegetativ an als durchschnittlich (39,6%), *Chara virgata* dagegen weniger als durchschnittlich (22,8%) (Tabelle 2). Demgegenüber kommt *Chara virgata* häufiger als *Chara globularis* mit ausgewachsenen Antheridien und ausgewachsenen Oogonien (50,9% vs. 35,1%) vor.

Die Varietäten von *Chara vulgaris*

In den Niederlanden wird versucht, Varietäten von *Chara vulgaris* zu unterscheiden (VAN RAAM c.s. 1998). Dabei folgt man dem Konzept von J.A. MOORE (1986): var. *longibracteata* mit langen Brakteen und einem langen unberindeten Teil der Seitenäste (meist länger bis viel länger als die Hälfte des Seitenastes), var. *papillata* mit Stacheln, die länger als der Durchmesser der Hauptachse sind und var. *vulgaris* für allen Pflanzen, die nicht eindeutig den Varietäten zuzuordnen sind, (zum Beispiel Pflanzen, die lange Brakteen haben, von deren Ästen aber nur ein kurzer Teil unberindet ist).

Chara vulgaris s.l. ist viel weniger vegetativ aufgefunden worden als durchschnittlich: 5,9% vs. alle Characeen-Arten mit 29,6%. Die Varietäten verhalten sich jedoch unterschiedlich in Bezug auf den vegetativen Anteil der Aufsammlungen: *longibracteata* 9,9%, *papillata* 2,8% und *vulgaris* 5,3% (Tabelle 2). Diese Unterschiede beruhen vor allem darauf, dass die Oogonien von var. *longibracteata* viel weniger als bei den beiden anderen Varietäten als ausgewachsen eingestuft wurden: var. *longibracteata* insgesamt 44,2%, var. *papillata* 63,6% und var. *vulgaris* 63,2%.

Nitella mucronata

Von den *Nitella mucronata*-Funden sind 48,0% der Pflanzen vegetativ, dies liegt deutlich über dem Wert von 29,6% für alle Characeen (Tabelle 2).

Nitella translucens

Bei *Nitella translucens* waren 65,2% der Pflanzen vegetativ (Tabelle 2), dies ist mehr als zweimal so viel wie der für alle Characeen ermittelte Wert (29,6%).

Nitella flexilis und *Nitella opaca*

Nitella flexilis und *Nitella opaca* müssen zusammen vorgestellt werden, weil die Arten steril nicht immer voneinander zu unterscheiden sind. Von dem Aggregat sind in dieser Studie 22,4% *Nitella flexilis*, 6,6% *N. opaca* und 71,0% nicht näher bestimmbar. Zwei Drittel der Fundmeldungen (67,4%) sind vegetative Pflanzen (Tabelle 3). Auch dies ist viel mehr als der Durchschnitt aller betrachteten Arten. Weil das Aggregat zusammen einen erheblichen Anteil des Gesamtmaterials (549 der 3368 Funde) stellt, ist ein Vergleich mit dem Mittelwert exklusive der beiden Arten sinnvoll. Dann wird die verbreitete Sterilität dieses Artenpaars noch augenscheinlicher: 67,4% vs. 22,4%.

Tab. 3.: Anteil vegetativer Pflanzen beim Artenpaar *Nitella flexilis* / *Nitella opaca* in unterschiedlichen Gewässertypen im Vergleich mit allen untersuchten Arten

Stadium	Baggerseen	Weiher u.ä.	Flachland-Bäche	Gräben und Kanäle	Gesamt <i>N. flexilis</i> / <i>N. opaca</i>	Alle untersuchten Characeen	Alle Characeen ohne (<i>flexilis</i> + <i>opaca</i>)
veg %	53,1	68,8	79,6	62,7	67,4	29,8	22,4
N	49	144	108	228	549 ¹⁾	3368	2819

¹⁾ Von 19 Fundmeldungen ist der Gewässertyp unbekannt.

Tabelle 3 differenziert die Funde der beiden Arten nach Gewässertypen. Das sind: a. Baggerseen, b. seichte, stehende Gewässer wie Weiher und ähnliche, c. (meist ausgebaute) Flachlandbäche (der fast einzige Bachtyp in den Niederlanden) und d. künstliche Gewässer wie Gräben und Kanäle. Besonders hoch ist der Anteil vegetativer Aufsammlungen in den Bächen. Eine vergleichbare Analyse für andere Arten zu machen hat keinen Zweck, weil die übrigen Characeen nur in geringer bis sehr geringer Zahl in niederländischen Bächen vorkommen.

4 Diskussion

4.1 Methodisches Herangehen

Untersuchungen im Gelände und dort gemachte Aufsammlungen wie diese beschreiben was unter Wasser vorgeht. Solche Untersuchungen ermöglichen das Aufstellen von Hypothesen über den Ablauf des Lebenszyklus und die Überlebensstrategien von Characeen.

Die ausgewerteten Fundmeldungen umfassen nur einen Teil der Characeenfunde in den Niederlanden. Die letzte aktuelle Übersicht der Characeen für die Niederlande ist schon mehr als 20 Jahre alt (NAT 1994). Seitdem sind umfangreiche weitere Beobachtungen gemacht worden. Eine zentrale, zugängliche Datenbank aller Funde und mit Angaben über die Fertilität der Pflanzen gibt es nicht.

Bei Untersuchungen im Gelände spielt immer ein gewisses Maß von Zufall eine Rolle. Sind vegetative Exemplare gesammelt worden, weil gerade daneben Pflanzen mit Gametangien wachsen? Sind vollreife Antheridien während des Sammelns abgefallen? Wurde bei zweihäusigen Arten ausreichend nach beiden Geschlechtern gesucht?

Weil die Mehrzahl der *Nitella flexilis/opaca*-Pflanzen nicht bis zur Art bestimmt werden kann, ist es unmöglich Aussagen über die beiden Arten zu machen. Ist es vor allem *Nitella flexilis*, die in den Bächen vegetativ bleibt, oder *N. opaca* oder beide?

Die Beobachtungen über die An- oder Abwesenheit von Gametangien sind mit Lupe und Binokular gemacht worden. D.h., Gametangien konnten erst als vorhanden notiert werden, wenn sie mit diesen Hilfsmitteln erkannt werden konnten. Ihre mikroskopische Anlage erfolgt naturgemäß früher. Der Zeitpunkt der Fertilität ist für diese Untersuchung also als makroskopische Erkennbarkeit definiert.

Ebenso ist die Festlegung des Zeitpunktes der Gametangienreife mit einer gewissen Subjektivität behaftet. Meist ist von der dunklen Farbe her schon deutlich, ob Oogonien ausgewachsen sind. Ein zusätzlicher Anhaltspunkt zumindest für die hier untersuchten Arten ist das Alter der Pflanzen. Obwohl Irrtümer nicht ausgeschlossen werden können, wurden kleine Gametangien an jungen Pflanzen als jung eingestuft, und im Gegensatz dazu wurden große Gametangien an alten Pflanzen als ausgewachsen bezeichnet. Die hier präsentierten Daten sind für die in den Niederlanden überwiegenden Gewässertypen repräsentativ (flache Gewässer wie Gräben, Weiher, Flachseen und Flachlandbäche). Ihre Übertragbarkeit z.B. auf das Verhalten von Characeen in tiefen, natürlichen Seen ist daher begrenzt.

4.2 Ergebnisdiskussion

Bei 29,6% aller Fundmeldungen im Laufe des Jahres handelt es sich um vegetative Pflanzen und wie erwartet, findet man in der Sommersaison mehr Pflanzen mit Gametangien (74,1%) als im Winterhalbjahr (36,6%). Dies heißt jedoch, dass es auch im Winter noch immer Gametangien-tragende Pflanzen gibt. In den 'echten Wintermonaten' Januar, Februar und März tragen noch immer 7 der 44

gefundenen Pflanzen (16%) Gametangien. Wahrscheinlich haben diese mit Gametangien überwintert.

Nicht alle Arten verhalten sich in derselben Weise. Zum Beispiel ist *Chara globularis* viel öfter vegetativ (39,6%) als *Chara virgata* (22,8%). *Chara virgata* hat öfter ausgewachsene Oogonien und Antheridien als *Chara globularis*: 50,9% versus 39,6%.

Chara vulgaris ist viel weniger vegetativ als im Durchschnitt aller untersuchten Arten: 5,9% vs. 29,6%. Die Varietäten dieser Art unterscheiden sich vor allem dadurch, dass bei var. *longibracteata* die Oogonien viel mehr als bei den beiden anderen Varietäten als 'jung' eingestuft wurden. Möglicherweise fallen die Oogonien von var. *longibracteata* schneller ab als bei den anderen Varietäten und reifen dann auf dem Boden weiter.

Die *Nitella*-Arten sind häufiger vegetativ als der Durchschnitt. Damit stellt sich die Frage wie sie überwintern, weil sie keine spezialisierten Überwinterungsorgane besitzen.

Nitella mucronata ist in fast der Hälfte der Funde vegetativ (48,0%). Es ist möglich, dass diese Art schnell Gametangien produziert und diese auch schnell wieder verliert, und so den größten Teil des Jahres vegetativ angetroffen wird.

Für *Nitella flexilis/opaca* sind in Fließgewässern angesichts des hohen Prozentsatzes steriler Bestände (fast 80%) vegetative Vermehrung und Verdriftung die geeignete Überlebensstrategie.

Von *Nitella translucens* ist ein relativ sehr großer Teil (65,2%) vegetativ, mehr als zweimal so viel wie die 29,6% aller untersuchten Characeen. *Nitella translucens* wird in den Niederlanden meist in schwach gepufferten Heideweihern nach Renaturierungen gefunden, wo sie sich aus der alten Oosporenbank schnell etablieren kann. Oft verschwindet sie schon nach kurzer Zeit: 1-3 Jahre. Wenn die Pflanzen verschwinden ohne einen neuen Oosporenvorrat aufgebaut zu haben, ist der Netto-Effekt der Renaturierung das Aussterben von *Nitella translucens* an diesen Stellen.

Zusammenfassung

Von 3386 Funden von Characeen in den Niederlanden im Zeitraum 1990-2014 sind ca. 30% der Pflanzen vegetativ. Von einigen Arten gibt es genügend Funde, um Details über die An- und Abwesenheit von Gametangien zu beschreiben. Außerdem werden Angaben zu Entwicklungsstadien der Gametangien gegeben.

Chara virgata bildet häufiger Gametangien als *Chara globularis*. *Chara vulgaris* wird selten vegetativ angetroffen. An *Chara vulgaris* var. *longibracteata* gibt es weniger häufig ausgewachsene Oogonien als an *Chara vulgaris* var. *papillata* und *Chara vulgaris* var. *vulgaris*.

Nitella translucens, *mucronata* and *flexilis/opaca* wurden häufiger vegetativ nachgewiesen als der Durchschnitt aller untersuchten Characeen. Trotzdem haben *Nitella*-Arten keine spezialisierten vegetativen Überwinterungsorgane. Bei *Nitella translucens* stellt sich die Frage, ob der hohe Prozentsatz vegetativer, kurz lebender Pflanzen, die nach Renaturierung aus der Oosporenbank gekeimt waren, eine wichtige Ursache des lokalen Aussterbens dieser Art ist. Für *Nitella flexilis/opaca*

sind in Fließgewässern angesichts des hohen Prozentsatzes steriler Bestände offensichtlich vegetative Vermehrung und Verdriftung die geeigneten Überlebensstrategien.

Danksagung

Vielen Dank an alle, die Characeenproben gesammelt haben und damit diese Auswertung ermöglichten. Auch vielen Dank an die beiden Referenten, vor allem an diejenige die nicht nur Kommentare geliefert hat, sondern den Artikel auch in gutes Deutsch gestellt hat.

Literatur

- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrg.), 2016. Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg.
- Bekenwerkgroep Nederland, 2016. Datenbank mit Vegetationsaufnahmen in Flachlandbächen - meist in den Niederlanden. 1793 Aufnahmen (Stand 19-11-2016) von (1940)1970-2015. Kontakt: bekenwerkgroep.nederland@dse.nl.
- Corrillion, R., 1975. Flore des Charophytes (Characées) du massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale. Flore et Végétation du massif Armoricaïn, tome IV. Jouvé editeurs, Paris.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophycaceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18; Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- Moore, J.A., 1986. Charophytes of Great Britain and Ireland. BSBI-handbook No 5, London.
- Nat, E., 1994. Gegevensrapport verspreiding en milieufactoren van kranwierien. Vrije Universiteit & RIZA.
- Van Raam, J.C., E.X. Maier, J. Bruinsma, J. Simons & H. Stegenga, 1998. Handboek kranwierien. Chara boek, Hilversum.

Uwe RAABE

Borgsheider Weg 11, D-45770 Marl
uraabe@yahoo.de

Aktuelle Nachweise von *Chara braunii* in der Oberrheinischen Tiefebene bei Stockstadt (Hessen) und Iffezheim (Baden-Württemberg)

Abstract

Chara braunii was first described from the area of the present-day city of Karlsruhe in the Upper Rhine Valley. In Germany, the species was previously widely distributed in the Upper Rhine Plain but there have been no records from this region for over 25 years. In 2016 *Chara braunii* was found in an old gravel pit near Stockstadt in Hesse and in a temporary pond on a field at Iffezheim in Baden-Württemberg. Another very rare species was found in Iffezheim, *Lindernia procumbens*.

Keywords: charophyte, Upper Rhine Plain, temporary pond, agriculture, Lindernia

1 Einleitung

Chara braunii wurde zuerst von Carl Christian Gmelin (1762-1837) im 1826 erschienenen 4. Band seiner „Flora Badensis Alsatica“ aus dem heutigen Stadtgebiet von Karlsruhe beschrieben: „Circa Karlsruhe in fossis aquaticis prope Rintheim et Scheibenhart, magna in abundantia vidit acutissimus Alex. Braun. 1820“ (GMELIN 1826). Weiter bemerkt er: „Plantam sine dubio hucusque vix notam, in memoriam meritissimi Alexandri Braunii, inventoris, denominavi“ (GMELIN 1826). Alexander Carl Heinrich Braun (1805-1877; Abb. 1) war demnach 15 Jahre alt, als er die nach ihm benannte Armelechteralge fand. Er beschäftigte sich bis zum seinem Lebensende intensiv mit den Characeen und war der bedeutendste Characeen-Kenner des 19. Jahrhunderts überhaupt.

Brauns Armelechteralge ist ein Kosmopolit (KRAUSE 1997). In Deutschland kommt die wärmeliebende Art heute vor allem in Fischteichen in Süd-Brandenburg und Nord-Sachsen sowie im bayerischen Mittelfranken und in der Oberpfalz vor (Verbreitungskarte bei FRANKE & DOEGE 2016). Einen weiteren Verbreitungsschwerpunkt hatte *Chara braunii* früher in der Oberrheinischen Tiefebene. Für dieses Gebiet weist die Verbreitungskarte bei FRANKE & DOEGE (2016) jedoch keine aktuellen Nachweise mehr aus, d. h. keine Funde seit 1990. Allerdings weisen FRANKE & DOEGE (2016) darauf hin, dass die aktuell fehlenden Nachweise entlang des Rheins auf unzureichenden Erfassungen beruhen dürften. In der

Oberrheinischen Tiefebene wurden in neuerer Zeit vor allem die vielen Abtragungsgewässer recht gut auf das Vorkommen von Characeen untersucht. Kleingewässer sind dagegen anscheinend deutlich vernachlässigt worden. Das scheint besonders auch für temporäre Kleingewässer auf Äckern zu gelten, obwohl bemerkenswerte Characeen wie *Chara braunii* und *Tolypella prolifera* schon früher an solchen Stellen in der Oberrheinischen Tiefebene gefunden wurden (z. B. GREGOR 2001).

Am 06. und 07. August 2016 untersuchte der Verfasser verschiedene Ackernassstellen in der baden-württembergischen Oberrheinebene sowie eine kleine ältere Kiesgrube bei Stockstadt im hessischen Teil der Oberrheinischen Tiefebene. Dabei konnte *Chara braunii* erfreulicherweise an zwei Stellen für dieses Gebiet wieder aufgefunden werden. Über die beiden Funde soll im Folgenden kurz berichtet werden, zumal aus den beiden Bundesländern auch insgesamt nur sehr wenige aktuelle Nachweise zum Vorkommen von *Chara braunii* vorliegen.



Otto Schliepmann, Berlin, Friedrichsstr. 100.

Abb. 1: Alexander Carl Heinrich Braun (1805-1877; Archiv des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens e.V., Bonn)

2 *Chara braunii* bei Stockstadt

TK25 6116/43, Stockstadt (Lkr. Groß-Gerau), kleine, als Fischteich genutzte Kiesgrube westlich des Ortes (49°48'29.02"N, 8°26'44.08"E), 06.08.2016, Herb. Raabe.

Chara braunii wuchs in wenigen Exemplaren im östlichen Uferbereich des Gewässers auf einer aufgrund des zu diesem Zeitpunkt hohen Wasserstandes noch ganz flach überstauten Fläche. Das Wasser hatte sich hier stark aufgewärmt. Es war eine relativ dichte Vegetationsdecke vorhanden, u. a. mit *Juncus compressus*, *Carex hirta*, *Lysimachia nummularia*, *Potentilla reptans*, *Juncus articulatus* und Moosen. Dazwischen fand sich relativ viel *Chara vulgaris*, außerdem neben *Chara braunii* sehr spärlich und zwischen der übrigen Vegetation nur schwer auffindbar *Chara globularis*, *Chara contraria*, *Nitella confervacea* und *Tolypella prolifera*.

Die Characeenflora des Gewässers wurde bereits im Oktober 2007 anlässlich einer Tagung der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands in Stockstadt untersucht (vgl. KORTE & GREGOR 2008). Zu diesem Zeitpunkt war der Wasserstand deutlich niedriger als bei dem Besuch Anfang August 2016. Die 2007 in diesem Gewässer gefundene *Chara tenuispina* wurde vergeblich gesucht, wahrscheinlich war der Wasserstand noch zu hoch. Es ist anzunehmen, dass die Art hier zu einem günstigeren Zeitpunkt aber noch anzutreffen ist. Das Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* konnte dagegen bestätigt werden, auf *Nitella mucronata* wurde nicht geachtet. *Chara braunii* tritt in der Kiesgrube vermutlich nur sehr unbeständig in den für sie günstigen Jahren (hoher Wasserstand und warmer Sommer) auf.



Abb. 2: Temporäres Kleingewässer auf einem Maisacker bei Iffezheim am 07. August 2016 (Foto: U. Raabe)

3 *Chara braunii* bei Iffezheim

TK25 7114/44, Iffezheim (Lkr. Rastatt), Ackersenke „In den Schotten“ westlich des Ortes an der B 500 (48°49'1.26"N, 8°7'58.52"E), 07.08. u. 26.08.2016, Herb. Raabe.

Auf einem Maisacker hatte sich 2016 in einer Senke, möglicherweise eine verlandete oder verfüllte frühere Rheinschlinge, ein großes, flaches Gewässer gebildet, darin massenhaft *Chara braunii* (Abb. 2). An einigen Stellen zeigte die Art eine auffällige Kalkbänderung (Abb. 3). Erst nach intensiver Suche fanden sich in geringer Menge zwei weitere Characeen, *Chara vulgaris* und *Chara globularis*. Auf den noch überfluteten Teilen des Ackers konnten auch einige Phanerogamen notiert werden, so *Alisma lanceolatum* (zahlreich), *Typha latifolia*, *Veronica anagallis-*

aquatica agg., *Limosella aquatica* (wenig), *Alopecurus aequalis* (sehr wenig) und *Echinochloa crus-galli* (einzeln). Artenreicher waren die schon wieder trockengefallenen Bereiche. Neben den bereits erwähnten Phanerogamen waren vor allem verschiedene weitere Arten der Teichboden-Gesellschaften charakteristisch, so *Cyperus fuscus* (zahlreich), *Potentilla supina* (zahlreich), *Peplis portula* (recht zahlreich), *Gnaphalium uliginosum* und *Plantago uliginosa*. Besonders bemerkenswert war das Vorkommen von *Lindernia procumbens* (zahlreich), einer Art des Anhangs IV der FFH-Richtlinie der Europäischen Union, die damit europaweit einem besonderen Schutz unterliegt (Abb. 4).



Abb. 3: *Chara braunii* mit auffälliger Kalkbänderung bei Iffezheim (07. August 2016, Foto: U. Raabe)

Bei einem zweiten Besuch der Ackersenke am 26. August 2016 war das Gewässer fast vollständig ausgetrocknet. Nur in einer etwas beschatteten, sehr tiefen Fahrspur gab es noch eine kleine Wasseransammlung mit einem Restbestand von gut entwickelter *Chara braunii*.

Sowohl die Characeen als auch die Arten der Teichboden-Gesellschaften einschließlich *Lindernia procumbens* profitieren hier offensichtlich von der Ackernutzung. Trockene Jahre überdauern die Diasporen im Boden. In nassen Jahren scheinen die Bedingungen für die konkurrenzschwachen Armelechteralgen und typischen Arten der Teichböden dagegen sehr günstig zu sein, sodass es z. B. bei *Chara braunii* zu einer Massenentwicklung kommen kann. Auf einer unmittelbar angrenzenden Grünland-Fläche, die ebenfalls teilweise überschwemmt war, fehlten die Arten. Die Ackernutzung sollte daher in diesem Bereich unbedingt beibehalten werden. Die Senke darf allerdings nicht verfüllt, die Düngung und das Ausbringen von Herbiziden sollten eingeschränkt werden. Der gesamte Acker ist anscheinend

schon jetzt sehr stark aufgedüngt. Eine Unterschutzstellung zur dauerhaften Sicherung der Fläche wäre sinnvoll.



Abb. 4: *Lindernia procumbens* bei Iffezheim (07. August 2016, Foto: U. Raabe)

4 Fazit

Brauns Armleuchteralge kommt auch aktuell noch in der Oberrheinischen Tiefebene vor. Sie ist hier sicher nicht mehr häufig, man wird aber davon ausgehen können, dass es über die beiden beschriebenen Vorkommen hinaus noch weitere gibt. Die Suche vor allem in temporären Kleingewässern auf Äckern, aber auch in Flachwasserbereichen von Abgrabungen dürfte sich lohnen. Ackernassstellen können offensichtlich auch in der Oberrheinischen Tiefebene floristisch von großer Bedeutung sein, eine durchaus nicht neue Erkenntnis (im Hinblick auf die Characeen vgl. z. B. GREGOR 2001). Man sollte sie langfristig erhalten und Strategien für einen nachhaltigen Schutz unter Beibehaltung der hier sehr wichtigen Ackernutzung entwickeln.

Zusammenfassung

Chara braunii wurde zuerst aus dem heutigen Stadtgebiet von Karlsruhe beschrieben. In der Oberrheinischen Tiefebene hatte die Art innerhalb Deutschlands früher einen Verbreitungsschwerpunkt. Seit über 25 Jahren lagen jedoch keine Nachweise für dieses Gebiet mehr vor. 2016 konnte *Chara braunii* in einer alten Kiesgrube bei Stockstadt in Hessen und in einem temporären Kleingewässer auf

einem Acker bei Iffezheim in Baden-Württemberg in der Oberrheinischen Tiefebene wieder aufgefunden werden. Bei Iffezheim wurde außerdem *Lindernia procumbens* gefunden.

Danksagung

Frau A. Radkowitzsch, Pforzheim, danke ich für Anmerkungen und Korrekturen zum Manuskript, Herrn Dr. G. Tebb, Wien, für seine Hilfe bei der Erstellung des Abstracts.

Literatur

- Franke, T. & A. Doege, 2016. *Chara braunii*. In Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.), Armeleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer, Berlin, Heidelberg: 253 – 261.
- Gmelin, C. C., 1826. Flora Badensis Alsatica et confinium regionum cis et transrhenana plantas a lacu Bodamico usque ad confluentem Mosellae et Rheni sponte nascentes exhibens secundum systema sexuale cum iconibus ad naturam delineatis. Tom. IV. (6), 807, (1) S, X Tab. Carlsruhae.
- Gregor, T., 2001. Die Kenntnis der Armeleuchteralgen (Characeen) in Hessen. Natur und Museum 131: 253-262.
- Korte, E. & T. Gregor, 2008. Neue Characeenfunde aus Hessen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 19: 7-12.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (Hrsg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa 18. 202 S. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.

Timm KABUS

Institut für angewandte Gewässerökologie, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddin
kabus@gmx.de

Die Makrophyten-Besiedlung der Grunewaldseen-Kette mit Wiederfinden der Biegsamen Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis* (L.) C. Agardh) für Berlin

Abstract

Macrophyte vegetation of seven lakes within the chain of lakes Grunewald-Seen was investigated in the year 2016. Most lakes are rich in nutrients but at the same time high in transparency. In all lakes, the most dominant waterplant was *Ceratophyllum demersum*. But in four lakes very dense stands of *Nitella flexilis* were discovered, too.

Keywords: Grunewaldseen, macrophytes, *Ceratophyllum*, charophytes, *Nitella*

1 Einleitung

Durch den Nutzungsdruck der letzten Jahrzehnte bzw. des letzten Jahrhunderts dominieren heute eutrophe Seentypen unter den Standgewässern in Berlin. In der Berliner Biotopkartierung werden mesotrophe Gewässertypen gar nicht als Biotoptyp geführt (Köstler et al. 2005) und wurden entsprechend auch nicht kartiert (Kartendienst im Internet: <http://fbinter.stadt-berlin.de/fb/index.jsp> → Biotoptypen). Mindestens für die tieferen und ehemals zu- und abflusslosen Seen ist allerdings ein mesotropher Referenzzustand sicher anzunehmen, für den Groß Glienicker See auch seit 2003 nachweisbar (Datenbank IaG GmbH, Seddin). In Berlin sind außerdem für drei FFH-Gebiete (Grunewald, Spandauer Forst, Tegeler Fließ) Kleinseen mit dem FFH-Lebensraumtyp 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Armleuchteralgen“ gegenüber der EU gemeldet.

Aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen in Berliner Seen kommen Armleuchteralgen nur relativ selten vor oder sind auf nährstofftolerante Arten beschränkt. KUSBER et al. (2005) geben für Berlin 21 Armleuchteralgen-Taxa an, von denen allerdings 12 als ausgestorben oder verschollen (Kategorie 0) geführt werden. Nur zwei Arten sind nicht Teil der Roten Liste, befinden sich aber auf der Vorwarnliste (Kategorie V). Von den in Kategorie 0 geführten Arten konnte eine (*Nitellopsis obtusa*) nach Erscheinen der Roten Liste wiedergefunden werden (RAABE 2006).

Aktuelle Angaben zu Armelechteralgen-Funden in Berliner Seen fehlen allerdings weitestgehend seit Erscheinen der Roten Liste 2005. Den Stand bis zum Anfang des Jahrtausends stellen KUSBER et al. (2004) vor. Dort findet sich auch das Wiederauftreten von Characeen im schon genannten Groß Glienicker See (s. auch HILT 2003, HILT & GRÜNERT 2008). Der Schlachtensee wurde seit dem neu von Armelechteralgen besiedelt (HILT et al. 2010).

Möglicherweise liegen aber auch Erfassungslücke vor, da die größeren und häufiger untersuchten Berliner Seen in der Regel Flusseen sind, die von Havel, Spree oder Dahme durchflossen werden und daher von Natur aus nährstoffreicher sind. Hier fehlen Armelechteralgen-Nachweise bisher (z.B. Tegeler See: HILT et al. 2010, Seddinsee und Wannsee: HILT & GRÜNERT 2008, Gr. Müggelsee, Dämeritzsee, Langer See, Seddinsee, Zeuthener See: HILT & GRÜNERT 2006, Dämeritzsee, Kl. + Gr. Müggelsee, Wergensee,: HILT 2003).

Ziel des vorliegenden Artikels ist die Beschreibung der Makrophytenvegetation von sieben kleinen Seen in Berlin-Grunewald, die Diskussion der Faktoren für ihr Vorkommen und die Mitteilung eines Wiederfundes von *Nitella flexilis*.

2 Methoden

Im Jahr 2016 wurden aus einem anderen Anlass umfangreiche biotische und abiotische Erhebungen an den nördlichen Gewässern der „Grunewaldseen-Kette“ durch das Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin, durchgeführt (laG 2016). Hintergrund ist ein Auftrag des Bezirksamtes Charlottenburg-Wilmersdorf zur Untersuchung der Gewässersituation der kleinen Grunewaldseen-Kette.

Dazu wurden Wasserproben wurden nach LAWA (1999) in Seemitte bzw. über der tiefsten Stelle entnommen, und zwar 1 Frühjahrs- und 4 Sommerproben. Außerdem wurde die Makrophytenbesiedlung untersucht. Die Untersuchungen erfolgten mittels Transekten und Zwischenstationen vom Boot aus mit einem Krautanker auf der gesamten Seefläche von sechs Seen: Diana-, Hertha-, Hubertus-, Königs-, Halen- und Hundekehlesee. Zusätzlich wurden übersichtsweise Daten am Grunewaldsee aufgenommen. Außerdem wurde der Fennsee stichprobenartig befahren, es wurden keine submersen Makrophyten aufgefunden und der See wird daher nachfolgend nicht berücksichtigt. Die Untersuchungen fanden am 30.6.2016 (Diana-, Fenn-, Hertha-, Hubertus-, Königssee), bzw. am 5.9.2016 (Grunewald-, Halen-, Hundekehlesee) statt.

3 Charakteristik der Untersuchungsgewässer

Die Grunewaldseenseenkette befindet sich in einer glazialen Rinne, die vom Wannsee aus über den Schlachtensee und Grunewaldsee nördlich bis zum Halensee (südlich des Autobahn-Dreiecks Funkturm) verläuft, sowie aus einer sich östlich anschließenden Rinne über den Hubertussee zum Fennsee. Dianasee, Herthasee, Hubertussee und Königssee wurden Ende des 19. Jh. künstlich für die angrenzende Villenkolonie angelegt, Halensee und Hundekehlesee, sind natürlich entstandene Seen.

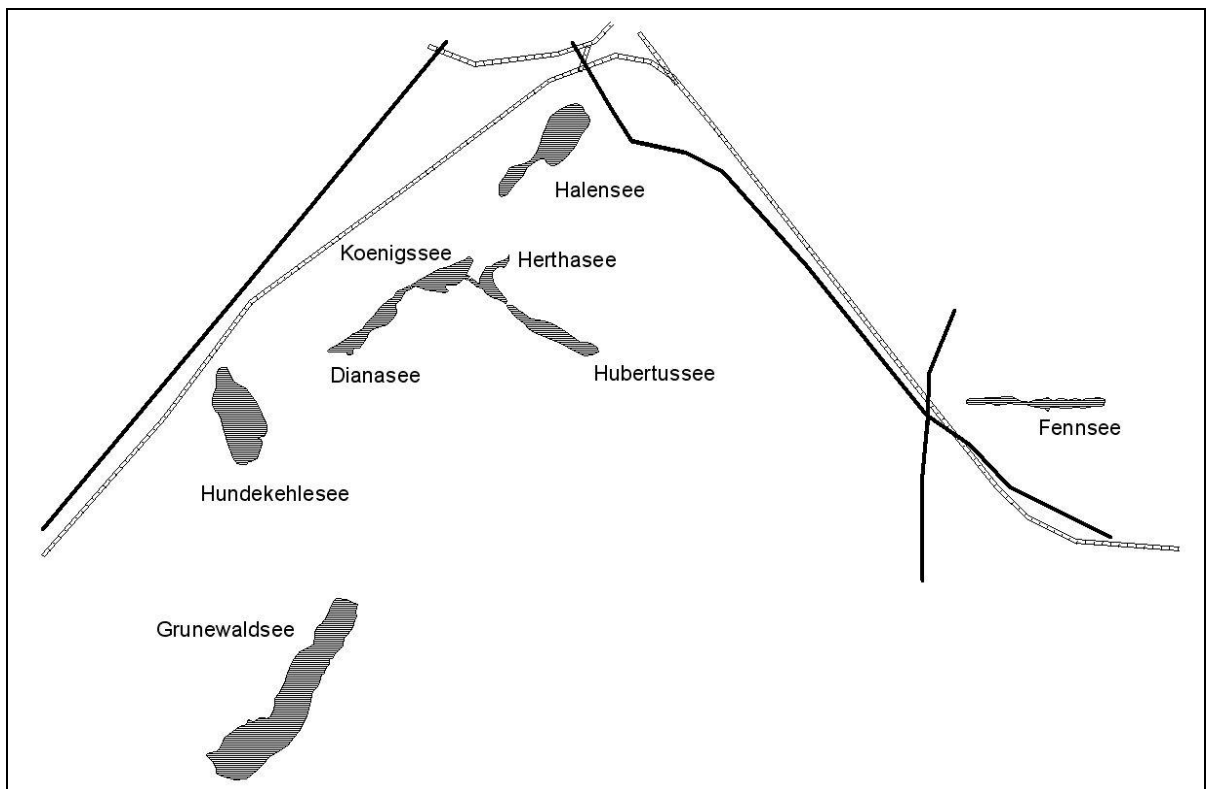


Abb. 1: Übersicht über die Lage der untersuchten Seen; zur Orientierung sind schematisch auch S-Bahn- (schraffiert) und Autobahn-Verlauf (schwarz) dargestellt.

Hydrologisch entwässern die Seen über Rinnen, Gräben und teilweise Verrohrungen normalerweise in südöstliche Richtung zum Wannensee. Die Wasserspeisung erfolgt natürlicherweise durch Grundwasserzustrom aus östlicher Richtung, allerdings werden die Seen heute in umfangreichem Maße als Vorflut für Regenentwässerung (Straßen, Grundstücke) genutzt. Daraus ergeben sich mutmaßlich erhebliche Nährstoffeinträge. Außerdem wird in die Seen zur Stützung des Wasserhaushalts und zur Reduzierung von Eutrophierungserscheinungen in großer Menge gereinigtes Havelwasser gepumpt, das teilweise Phosphorkonzentrationen von nur 10 µg/l aufweist (laG 2016). Dadurch erfolgt eine Verdünnung des Wassers in den Seen und die natürliche Fließrichtung kehrt sich zeitweise um.

Die Seen weisen mittlere Tiefen zwischen 1,4 und 3,2 m auf, die maximalen Tiefen betragen zwischen 3,1 und rund 8 m (s. Tab. 1). Alle Seen sind daher ausgesprochene Flachseen, die polymiktisch oder höchstens temporär geschichtet (Grunewaldsee, Halensee) sind. Die Wasserflächen betragen zwischen 1,1 und 7,0 ha, lediglich der Grunewaldsee weist mit 17 ha eine Größe deutlich oberhalb der Flächengrenze von Kleinseen auf (s. Tab. 1).

Die Gesamt-Phosphorkonzentration im Sommer betrug in den Seen zwischen 74 und 104 µg/l, im Grunewaldsee und Halensee war sie mit 43 bzw. 53 µg/l geringer (laG 2016). Diese Konzentrationen entsprechen einem hocheutrophen (e2) bis polytrophen (p1) Zustand. Die Sichttiefe betrug zwischen 2,2 und 3,6 m im sommerlichen Mittel. Damit war sie vergleichsweise hoch und indizierte noch mesotrophe Verhältnisse.

Insgesamt wurden 5 von 6 untersuchten Seen als hocheutroph klassifiziert, wobei sich der Grunewaldsee an der Klassengrenze (nach LAWA 1999) zu schwach eutroph befindet. Der Hubertussee war polytroph und ist daher etwas nährstoffreicher als die übrigen Seen. Für den Hundekehlesee liegen keine Daten vor. Die einzelnen Ergebnisse finden sich in Tab. 1.

Tab. 1: Übersicht über die Flächen und Maximaltiefen der Seen (aus: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2002), sowie Ergebnisse der Trophieklassifikation (aus: IaG 2016).

Seename	Seefläche	Max. Tiefe	Trophie (Jahr) nach LAWA (1999)
Dianasee	2,4 ha	4,5 m	eutroph 2 (2016)
Grunewaldsee	17,2 ha	6,5 m	eutroph1 / eutroph 2 (2012)
Halensee	5,6 ha	7,8 m	eutroph 2 (2015)
Herthasee	1,1 ha	3,1 m	eutroph 2 (2016)
Hubertussee	2,4 ha	3,9 m	polytroph 1 (2016)
Hundekehlesee	7,0 ha	6,7 m	k.A.
Koenigssee	2,1 ha	3,9 m	eutroph 2 (2016)

4 Ergebnisse der Makrophyten-Untersuchung

Die Makrophytenbesiedlung aller sieben Seen war durch die Dominanz von Rauem Hornblatt (*Ceratophyllum demersum* L.) charakterisiert.

In den direkt durch einen Graben / Kanal verbundenen Seen Diana-, Hertha-, Hubertus und Koenigssee wurde der Wasserkörper zumindest in den flacheren Zonen durch dichte Tauchfluren und Schwebematten des Hornblatts vollständig ausgefüllt. Daneben waren die Dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca* L.) sowie Algenwatten von *Cladophora spec.* sehr häufig.

Eine Besonderheit war hier die in allen vier Seen häufig auftretende Biegsame Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis*), die auf der gesamten von Makrophyten besiedelten Fläche vorhanden war und mit dem Hornblatt verwobene Bestände bildete.

Die untere Makrophytengrenze wurde innerhalb der Transekte bestimmt. Diese müssen nicht unbedingt die tiefste Stelle der Seen erreichen. Dadurch kann es zu Abweichungen der tiefsten gefundenen Stelle und der Maximaltiefe der Seen nach Tab. 1 kommen. Im Hertha- und Koenigssee wurden keine ausgeprägten unteren Makrophytengrenzen (UMG) festgestellt, da die Seen bis zur tiefsten gefundenen Stelle (2,8 m) noch besiedelt waren. Auch im Dianensee wurden noch an der tiefsten von Transekten erreichten Stelle (bei 3,7 m) Makrophyten festgestellt. Im Gegensatz dazu wurde im Hubertussee bei 2,8 m Tiefe eine UMG vorgefunden.

Das Artenspektrum der submersen Makrophyten des Hundekehlesees war den vorgenannten Seen vergleichbar, allerdings fehlte die Armlauchteralge. Eine untere Makrophytengrenze wurde auch hier nicht festgestellt, der See war an der tiefsten gefundenen Stelle (bei 2,5 m) noch besiedelt.

Der Halensee besaß neben den Hornblatt-Beständen auch ausgedehnte Tauchfluren des Ährigen Tausendblatts (*Myriophyllum spicatum* L.). Im Unterschied

zu den anderen Seen konnte hier eine deutliche Tiefengrenze der Makrophytenbesiedlung festgestellt werden, die schon bei 2,0 m lag. Schon in dieser geringen Tiefe wies das Sediment einen deutlichen Schwefelwasserstoff-Geruch, eine schwarze Farbe und Sauerstoffmangel auf.

Auch im Grunewald-See dominierte das Hornblatt, jedoch bildete es hier teilweise Tauchfluren und keine Schwebematten, was auf ein besseres Lichtangebot in der Tiefe schließen lässt. Dieses kam allerdings in den vorliegenden Sichttiefe-Messungen nicht zum Ausdruck. Das Artenspektrum wies außerdem eine höhere Diversität als in den anderen Seen auf. Es traten submers Nixkraut (*Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfg. ex Gorski) Casper), Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus* L.) und die Zerbrechliche Armleuchteralge (*Chara globularis* Thuill.) auf. Bei 4,3 m konnte eine untere Makrophytengrenze festgestellt werden.

Neben den submersen Arten waren in allen Seen auch ausgedehnte Schwimmblattfluren vorhanden, die von See- und Teichrose (*Nymphaea alba* L. und *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm.) sowie von anthropogen eingebrachten Seerosen-Hybriden (Gartenformen) gebildet wurden.

Tab.2: Makrophyten (nur submersen und natante Arten) und ihre Gefährdung in Berlin (Rote-Liste-Angaben nach KUSBER et al. 2005 und PRASSE et al. 2001)

Artname	Gefährdung nach Roter Liste	Diana-see	Grunewaldsee	Halensee	Hertha-see	Hubertus-see	Hundekehsee	Koenigssee
<i>Ceratophyllum demersum</i>	-	x	X	X	X	X	X	X
<i>Chara globularis</i>	-		X					
<i>Cladophora</i> spec.	-	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lemna minor</i>	-	X		X				
<i>Lemna trisulca</i>	-	X		X	X	X		X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	G			X				
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	1		X					
<i>Nitella flexilis</i>	2	X			X	X		X
<i>Nuphar lutea</i>	-			X		X		
<i>Nymphaea alba</i>	V	X	X	X	X		X	X
<i>Potamogeton pectinatus</i>	-		X					
<i>Spirodela polyrhiza</i>	-			X				

5 Diskussion

In den Seen traten Makrophyten-Arten auf, die insgesamt ein sehr breites Nährstoffspektrum besiedeln können. Insbesondere die Massenbestände von Rauem Hornblatt, die Algenwatten aus *Cladophora* spec., sowie im Halensee die ausgedehnten Tausendblatt-Bestände führen zu einer Indikation eines gestörten, nährstoffreichen Gewässerzustandes (analog PETZOLD et al. 2006, SCHAUMBURG et al. 2015, GUTOWSKI & FOERSTER 2009).

Dies entsprach auch den gemessenen Nährstoffkonzentrationen sowie der Trophieklassifikation in den Seen.

Auch im Grunewaldsee traten nährstofftolerante Arten auf und auch hier dominierte das Hornblatt die submersen Pflanzenbestände. Der See war jedoch etwas artenreicher und wurde teilweise von Tauchfluren geprägt. Mit *Chara globularis* und *Najas marina* ssp. *intermedia* waren sogar zwei Arten der Grundrasen vertreten. Insgesamt sprachen die Besiedlung und die UMG daher für etwas niedrigere Nährstoffgehalte bzw. eine höhere Wassertransparenz. Dies kam in den Messwerten insofern zum Ausdruck, als dass der See an der Klassengrenze von schwach eutroph zu hocheutroph klassifiziert wurde (Daten 2012, in laG 2016).

Ungewöhnlich war unter den Nährstoffbedingungen, aber auch vor dem Hintergrund der dichten Hornblatt-Schwebematten, das Auftreten ausgedehnter Armleuchteralgen-Bestände aus *Nitella flexilis* in vier der untersuchten Seen.

Die Biessame Glanzleuchteralge ist in Nordostdeutschland als typische Art nährstoffarmer Seen anzusehen (KABUS & MAUERSBERGER 2011, BECKER & WOLFF 2016 + zit. Lit.). Sie kommt allerdings auch in eutrophen Gewässern vor (BECKER & WOLFF 2016 + zit. Lit.). In bestimmten Fällen kann *Nitella flexilis* zwar auch sehr hohe TP- und TN-Konzentrationen tolerieren (DOEGE et al. 2016), jedoch sind dichte und vitale Bestände meist ein Indikator für nährstoffärmere Verhältnisse (DOEGE et al. 2016). Die Art kann sowohl in kalkarmen als auch in kalkreichen Gewässern auftreten und kommt in Nordostdeutschland u.a. typischer Weise als tiefste Art in den mesotrophen Seen vor (vgl. KABUS & MAUERSBERGER 2011). Das Auftreten in großer Menge zwischen dichten Hornblatt-Schwebematten ist sehr ungewöhnlich (Daten zur Vergesellschaftung siehe bei BECKER & WOLFF 2016) und dem Verfasser aus anderen Gewässern nicht bekannt.

Das massenhafte Auftreten von *Nitella* steht daher im Gegensatz zur Indikation der übrigen gefundenen Makrophytenarten, die nährstoffreichere Verhältnisse anzeigen. Dies gilt aber auch für die große Tiefenverbreitung der submersen Makrophyten von 2,8 bis 3,7 m, die einen mäßig nährstoffreichen, schwach eutrophen Status indiziert. Nur im Grunewaldsee wurden 4,3 m erreicht, was schon auf mesotrophe Verhältnisse hindeutet. In allen Seen waren allerdings die gemessenen Sichttiefen für nährstoffreiche Gewässer sehr hoch und bewiesen eine hohe Wassertransparenz im Sommer.

Für die Diskrepanz zwischen hohen Nährstoffkonzentrationen einerseits und hohen Sichttiefen andererseits gibt es mehrere mögliche Erklärungen. Nach dem Modell der Bistabilität ist die Makrophyten-Dominanz sehr stabil und kann auch bei hohen Nährstoff-Konzentrationen bestehen bleiben, da selbststabilisierende Prozesse (z. B. Schutz für Zooplankton als Phytoplankton-Regulator, Verminderung der Nährstoffrücklösung aus dem Sediment) der Zunahme des Phytoplanktons entgegenwirken. Für das Hornblatt ist außerdem seine allelopathische Aktivität bekannt (GROSS et al. 2003), d.h. die Unterdrückung von Konkurrenten – z.B. Phytoplankton – durch Absonderung bestimmter Stoffe. Nicht zuletzt spielt in der Grunewaldseenkette wahrscheinlich auch die regelmäßige Zuführung gereinigten Havelwassers eine große Rolle in der Förderung der submersen Makrophyten. Die großen Wassermengen mit sehr niedrigen Phosphor-Konzentrationen führen zu einer Verdünnung und ggf. temporären Reduktion der Nährstoffkonzentrationen und sie reduzieren die Verweilzeit stark, was wiederum die Phytoplankton-Entwicklung

hemmt. Eine Gewichtung der Faktoren ist anhand der bisher vorliegenden Daten jedoch nicht möglich.

Von Makrophyten dominierte eutrophe Klarwasserseen haben eine hohe Bedeutung im Natur- und Gewässerschutz, sie sind oft als geschützte Biotope nach Bundesnaturschutzgesetz anzusehen. Nicht nur in der urbanen Umgebung im Stadtgebiet von Berlin sind makrophytenreiche Gewässer selten oder bedroht.

In den Gewässern wurden außerdem zwei Arten nachgewiesen, die in den Roten Listen gefährdeter Pflanzen von Berlin enthalten sind. Dies ist einerseits das Ährige Tausenblatt (*Myriophyllum spicatum*), das als „in unbekanntem Ausmaß gefährdet“ gilt (Kategorie G, vgl. PRASSE et al. 2005), sowie andererseits die Biegsame Glanzleuchteralge, die als „stark gefährdet“ eingestuft ist (Kategorie 2, vgl. KUSBER et al. 2005).

Myriophyllum spicatum – im benachbarten Brandenburg ungefährdet (nach RISTOW et al. 2006 nur eine Art der Vorwarnliste) – ist in Berlin stark zurückgegangen und wird daher dort als gefährdet (Kategorie G) eingeschätzt. Aus dem Halensee liegt bisher offenbar kein historischer oder rezenter Nachweis vor, für die weitere Umgebung sind mehrere erloschene Fundpunkte bekannt (SEITZ et al. 2012).

Für *Nitella flexilis* stammt der letzte Fund für Berlin aus dem Jahr 1990 (GEISSLER & KIES 2003, KUSBER et al. 2005, TREUBER et al. 1995). Es handelt sich bei dem Fund in der Kleinen Grunewaldseenkette wahrscheinlich um den ersten Wiederfund nach rund 25 Jahren (der bei HILT 2003 genannte Fund bezieht sich auf *Nitella mucronata*, vgl. KUSBER et al. 2004). TREUBER et al. (1995) geben allerdings genaugenommen nur ein Vorkommen von *Nitella* cf. *flexilis* an; zumindest zum damaligen Zeitpunkt war die Determination der Sippe (aufgrund fehlender Gametangien) nicht sicher möglich. Aus dem Grunewald und Umgebung sind bisher nur Fundorte aus dem Zeitraum 1900 bis 1989 verzeichnet (Verbreitungskarte in BECKER & WOLFF 2016).

Ob es sich für die vier Gewässer um Erstfunde handelt, kann nach der aktuellen Datenlage nicht beurteilt werden, da konkrete Funddaten nicht zugänglich waren. Genauere Angaben finden sich vermutlich in einer unpublizierten Untersuchung (TREUBER 1991, zit. nach TREUBER et al. 1995), die für TREUBER et al. (1995) nur zusammenfassend ausgewertet wurde (ohne Fundjahre und -orte).

Im Bundesland Brandenburg, das Berlin umgibt, wird die Biegsame Glanzleuchteralge als „gefährdet“ (Kategorie 3) in der Roten Liste geführt (KABUS & MAUERSBERGER 2011). Allerdings gibt es nur wenige Funde in der unmittelbaren Umgebung von Berlin (vgl. BECKER & WOLFF 2016). Insofern haben die Wiederfunde in Berlin auch über die Landesgrenze hinaus eine besondere Bedeutung.

In den vier Gewässern Koenigs-, Diana-, Hubertus- und Herthasee wurde *Nitella flexilis* zunächst während der regulären Makrophytenkartierung am 30.6.2016 gefunden, die Verbreitung eingeschätzt und Material für die Determination gesammelt. Die Pflanzen waren überwiegend steril, es wurden jedoch einzelne Exemplare mit Fortpflanzungsorganen gefunden, die eine eindeutige Determination (insbesondere Trennung von der Schwesterart *Nitella opaca*) erlaubten. Am 3.8.2016 und am 5.9.2016 erfolgte eine Nachkontrolle der Bestände und stichprobenartige Sammlung weiteren Materials. An diesen Tagen konnten ausschließlich sterile Exemplare gesammelt werden. Die Tatsache, dass *Nitella flexilis* überwiegend steril zu finden ist, ist auch aus der Literatur bekannt, ebenso, dass Gametangien in Klein-

und Flachgewässern wohl schon früh in der Vegetationsperiode gebildet werden (vgl. BECKER & WOLFF 2016 + zit. Lit., BRUINSMA 2017).

Typisch war für alle gefundenen Exemplare die deutliche Ausbildung von „banding-pattern“, einem typischen Streifenmuster, das auf Bikarbonataufnahme hinweist (vgl. BLINDOW & VAN DE WEYER 2016).



Abb. 2: Hornblatt-Bestand in der Grunewaldseenkette, dazwischen die weiß gestreiften Vegetationskörper der Biegsamen Glanzleuchteralge (Foto: T. Kabus).

Danksagung

Für die Erlaubnis zur Publikation der Daten gebührt V. Hügerich (Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf) Dank. Außerdem danke ich meinen Kollegen D. Futterer und J. Meisel, auf deren Untersuchungen Kap. 3 basiert, sowie T. Dietert für die tatkräftige Unterstützung bei den Feldarbeiten und für die Durchführung der Nachkontrolle am 3.8.

Literatur

- Becker, R. & P. Wolff, 2016. *Nitella flexilis*. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.), Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer, Berlin, Heidelberg: 421-434.
- Blindow, I. & K. van de Weyer, 2016. Ökologie der Characeen. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.), Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands Springer, Berlin, Heidelberg: 79-95.
- Bruinsma, J., 2017. An- und Abwesenheit von Gametangien bei verschiedenen Characeen-Arten in den Niederlanden. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: in diesem Band.
- Doege, A., K. van de Weyer, R. Becker & H. Schubert, 2016. Bioindikation mit Characeen. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.), Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands Springer, Berlin, Heidelberg: 97-137.

- Geissler, U. & L. Kies, 2003. Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. Nova Hedwigia, Beihefte 126: 777 S.
- Gross, E. M., D. Erhard & E. Iványi, 2003. Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. Hydrobiologia 506 (1): 583-589.
- Gutowski, A. & J. Foerster, 2009. Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe. LANUV-Arbeitsblatt 9: 1-474.
- Hilt, S., 2003. Kehren Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen in unsere Gewässer zurück? Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 136: 111-119.
- Hilt, S. & U. Grünert, 2008. Praxistest zur Bewertung von Makrophyten in fünf Berliner Seen und einem Fließgewässer im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Pusch, N., S. Hilt & J. Köhler, Praxistest zur Bewertung von Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos in fünf Berliner Seen im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (unpagin.). Im Internet: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/download/Praxistest_PP_MP_MZB1.pdf.
- Hilt, S. & U. Grünert, 2008. Praxistest zur Bewertung von Makrophyten in Berliner Seen im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verkehr in Berlin. Im Internet: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/download/Makrophyten_Berlin_2008.pdf.
- Hilt, S., K. van de Weyer, A. Köhler & I. Chorus, 2010. Submerged Macrophyte Responses to Reduced Phosphorus Concentrations in Two Peri-Urban Lakes. Restoration Ecology 2010: 452-461.
- laG = Institut für angewandte Gewässerökologie, 2016. Gutachten zur Gewässersituation in der Kleinen Grunewaldseenkette Berlin 2016 und 2017. Zwischenbericht 2016. Unveröff. Bericht, 105 S. + Anh.
- Kabus, T. & R. Mauersberger, 2011. Liste und Rote Liste der Armelechteralgen (Characeae) des Landes Brandenburg 2011. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4), Beilage: 1-32.
- Kusber, W.-H., U. Raabe, C. Blümel, U. Geissler & R. Jahn, 2004. Mittel- und langfristige Trends der Characeen-Vorkommen in Berlin. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 127-138.
- Kusber, W.-H., U. Geissler & R. Jahn, 2005. Rote Liste und Gesamtartenliste der Rotalgen (Rhodophyceae), Armelechteralgen (Charophyceae) und Braunalgen (Phaeophyceae) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.), Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. CD-ROM.
- LAWA, 1999. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Berlin.
- Petzold, F., T. Kabus, O. Brauner, L. Hendrich, R. Müller & J. Meisel, 2006. Natürliche eutrophe Seen (FFH-Lebensraumtyp 3150) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. Naturschutz und Landschaftspflege 15: 36-47.
- Prasse, R., M. Ristow, G. Klemm, B. Machatzi, T. Raus, H. Scholz, G. Stohr, H. Sukopp & F. Zimmermann, 2001. Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung / Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Raabe, U., 2006. Die Sternlechteralge (*Nitellopsis obtusa*) in Berlin wieder aufgefunden. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 139: 181-186.
- Ristow, M., A. Herrmann, H. Illig, H.-C. Kläge, G. Klemm, V. Kummer, B. Machatzi, S. Rätzel, R. Schwarz & F. Zimmermann, 2006. Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15 (4), Beilage: 163 S.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer & A. Vogel, 2015. Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand: Februar 2014. Version Oktober 2015. 137 S., im Internet: http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_seen.pdf.
- Seitz, B., M. Ristow, R. Prasse, B. Machatzi, G. Klemm, R. Böcker & H. Sukopp, 2012. Der Berliner Florenatlas. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg, Beihefte 7: 1-533.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 2002. Gewässeratlas von Berlin. Berlin. 110 S.

Treuber, C., C. Flöter & U. Geissler, 1995. Characeen in Gewässern des westlichen Berlins. Ein Beitrag zur Kenntnis ihrer Verbreitung und Bestandsveränderung. Schriftenreihe für Vegetationskunde 27: 451-455

Uwe RAABE*

*Borgsheider Weg 11, D-45770 Marl
uraabe@yahoo.de

Zur Verbreitung der Schimmernden Glanzleuchteralge (*Nitella translucens*) in Westfalen

Abstract

Recent years have seen a specific search for *Nitella translucens* in apparently suitable water bodies in Westphalia (NW Germany) and a number of new records have resulted. At present, the species is known from 15 sites in Westphalia, all in the sandy and marshy areas of the Westphalian lowland. The species has been found largely in small ponds that have been created in recent times. The occurrence of *Nitella translucens* in such water bodies is always or nearly always based on an existing soil diaspore bank. The diaspors of *Nitella translucens*, *Nitella flexilis* and some phanerogams in one of the ponds must have survived for around 100 years.

Keywords: *Nitella*, Characeae, Westphalia, distribution, ponds, soil diaspore bank

1 Einleitung

Nitella translucens gehört zu den Besonderheiten der Characeen-Flora Deutschlands und kommt hier vor allem im westlichen Niedersachsen (incl. Bremen) und im westlichen und nördlichen Nordrhein-Westfalen vor. Aus Schleswig-Holstein sind nur wenige Nachweise bekannt, pflanzengeographisch besonders bemerkenswert sind die Vorkommen im nördlichen Sachsen (näher s. BECKER & DOEGE 2016).

Während *Nitella translucens* aus dem benachbarten Rheinland schon seit der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts bekannt ist und bereits von OLIGSCHLÄGER (1837) für „Gladbach“ (gemeint ist hier Bergisch Gladbach) angegeben wird, datiert der erste bekannte Nachweis für Westfalen vom 9. September 1972 und geht auf Heinrich Kuhbier, Bremen, zurück, der die Art im Großen Heiligen Meer bei Hopsten „im Südteil des Sees in ca. 7 m Wassertiefe“ fand (Beleg im Herb. Bremen, H. KUHBIER, pers. Mitt.). Ein so später Erstnachweis für Westfalen mag zunächst überraschen und den Eindruck erwecken, dass sich die Art erst im 20. Jahrhundert von Westen her nach Westfalen ausgebreitet haben könnte. Das ist aber sicher nicht der Fall. Man kann davon ausgehen, dass die Art zuvor nicht beachtet, verwechselt bzw. nicht von *Nitella flexilis* unterschieden oder übersehen wurde, auch wenn es sich um eine eigentlich leicht kenntliche, schon aufgrund ihrer Größe kaum zu übersehende Art handelt. Im Gegensatz zu manchen anderen Teilen Deutschlands,

z. B. Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, gab es in Westfalen im 19. und auch noch bis weit in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts hinein keine systematische Erfassung der Characeen. Bereits BROCKHAUSEN & POELMANN (1926) bemerkten hierzu: „Es mag etwa 150 Arten [Characeen] auf Erden geben, von denen 50 in Deutschland vorkommen – eine geringe Zahl zwar, aber sie umschließt viele Unterarten. Trotz dieser geringen Artenzahl, trotzdem die Armeuchtergewächse so leicht zu erlangen, schön und bequem zu präparieren sind, kennen wir über ihr Vorkommen in Westfalen fast nichts. Keiner der zahlreichen Pflanzenfreunde unseres Gebietes hat ihnen mehr als vorübergehende Aufmerksamkeit gewidmet. Da wir aber von Migula eine prachtvolle, ausführliche, schön illustrierte Monographie der Characeen erhalten haben, steht zu hoffen, dass bald jüngere westfälische Pflanzenfreunde sich dieser vernachlässigten Bürger unseres Gebietes annehmen werden.“

Zwar findet sich bereits in der „Flora von Bielefeld, zugleich die Standorte der seltenen Pflanzen im übrigen Westfalen enthaltend“ von JÜNGST (1837) eine erste Übersicht des wenigen ihm damals zum Vorkommen von Characeen in Westfalen Bekannten, – er unterscheidet immerhin bereits 9 Arten –, doch sollte das für lange Zeit die einzige Zusammenstellung für dieses Gebiet bleiben. Auch sonst ist die Datenlage sehr schlecht und es sind z. B. nur vergleichsweise wenige alte Herbarbelege von Characeen aus Westfalen vorhanden bzw. greifbar. Darüber hinaus betrifft das ganz besonders die Kenntnisse über das Vorkommen von Characeen gerade im westlichen und nördlichen Westfalen, jenen Gebieten, in denen *Nitella translucens* am ehesten zu erwarten ist. Die Ursache für das Fehlen von älteren Nachweisen von *Nitella translucens* in Westfalen ist daher sicher das große Datendefizit. Erst die zunehmend intensivere Beschäftigung mit den Characeen in Westfalen seit etwa 1990 führte zu wesentlichen neuen Erkenntnissen.

Waren bis 1999 nur zwei Vorkommen der Schimmernden Glanzleuchteralge in Westfalen bekannt, so waren es 2010 bereits acht. Eine gezielte Nachsuche in geeignet erscheinenden Gewässern erbrachte in den letzten Jahren erneut eine Reihe weiterer Nachweise, sodass sich die Zahl inzwischen auf insgesamt 15 Vorkommen erhöhte.

Im Folgenden soll ein kurzer Überblick über die Verbreitung und die aktuelle Situation der Schimmernden Glanzleuchteralge in Westfalen gegeben werden.

2 Verbreitung von *Nitella translucens* in Westfalen

Von *Nitella translucens* sind aus Westfalen bis zum 31.12.2016 die folgenden 15 Vorkommen (einzelne Gewässer bzw. Gewässerkomplexe) bekannt geworden:

- 3517.42 MI, Rahden, Westermoor südl. Nutteln, Artenschutzgewässer, 26.08.1992 (VAN DE WEYER 1994); noch 12.08.2012 (U. RAABE), 2015 u. 2016 vergeblich gesucht (U. RAABE).
- 3611.24 ST, Recke, Großes Heiliges Meer (NSG), Südufer, 09.09.1972, H. KUHBIER, det. W. KRAUSE, Herb. BREM, H. KUHBIER, pers. Mitt.; noch 2001 (RAABE & VAN DE WEYER 2002)
- 3618.13 MI, Hille, Altes Moor (NSG), Kleingewässer, 23.09.2011 (U. RAABE)

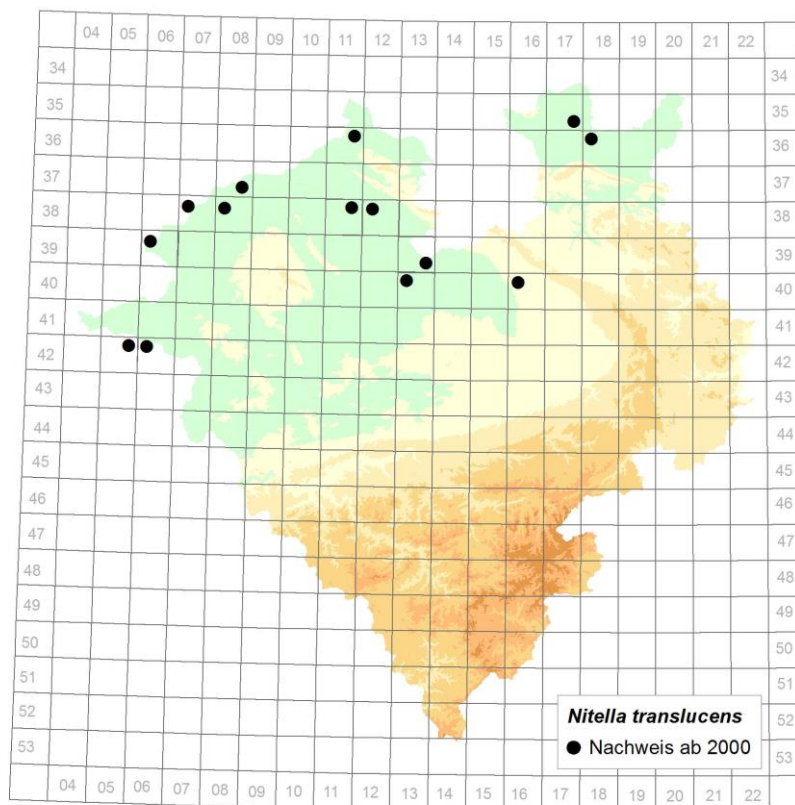


Abb. 1: Verbreitung von *Nitella translucens* in Westfalen.

- 3708.41 ST, Ochtrup, Westerbauerschaft, NSG Tütenvenn, Blänke nordöstl. Tierheim, 11.06.2016 (U. RAABE)
- 3708.41 ST, Ochtrup, Blänke am Hermann-Löns-Weg südl. Tierheim, 20.09.2016 (U. RAABE)
- 3807.14 BOR, Ahaus, nordwestl. Alstätte, neu ausgeschobene Gewässer nördl. NSG Witte Venn, 20.06.2009 (U. RAABE), noch 20.09.2016 (U. Raabe)
- 3808.13 BOR, Gronau, Epe, EperVenn (NSG), 04.09.2007 (U. RAABE)
- 3808.13 BOR, Gronau, Epe, Luchtbült (NSG), 04.09.2007 (U. RAABE)
- 3811.24 ST, Saerbeck, NSG Hanfteich, 27.09.2014 (U. RAABE), noch 09.08.2015 (U. RAABE)
- 3812.11 ST, Saerbeck, Feuchtgebiet Saerbeck, Blänke südl. Heideweiher an der Flötte (NSG), 09.08.2015 (U. RAABE), noch 30.07.2016 (K.-G. BERNHARDT & U. RAABE)
- 3906.14 BOR, Vreden, Zwillbrock, Kleingewässerkomplex nordwestl. Krosewicker Feld bei Stumps, 20.10.2007 (U. RAABE)
- 3913.43 WAF, Warendorf, Milte, NSG Venne, Kleingewässerkomplex südl. Schuckenberg, 15.07.2012 (U. RAABE), noch 09.10.2016 (U. RAABE)
- 4013.12 WAF, Warendorf, Teich östl. Tewes-Ravensberg nördl. Einen, 20.05.2000 (U. RAABE)
- 4016.12 GT, Steinhagen, Austmanns Heideteich, 21.05.2016 (U. RAABE)

- 4206.11 BOR, Rhede, Rassingvenn, Blänken bzw. Artenschutzgewässer südl. Bußkamp u. nordwestl. Möllmann (NSG), Juli 2008 (U. RAABE), noch 11.09.2016 (U. RAABE)

Außerdem knapp außerhalb Westfalens im unmittelbar angrenzenden Kreis Wesel:

- 4205.22, WES, Hamminkeln, NSG Dingdener Heide, Artenschutzgewässer, 31.08. u. 12.09.2000 (W. ITJESHORST, pers. Mitt.), noch Juli 2008 (U. RAABE)

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Verbreitung der Schimmernden Glanzleuchteralge in Westfalen auf der Basis von TK25-Quadranten. Es wird deutlich, dass sich das Vorkommen von *Nitella translucens* auf die Sand- und Mooregebiete der Westfälischen Bucht und des Westfälischen Tieflandes beschränkt. Damit ist die Art ganz ähnlich verbreitet wie eine Reihe Farn- und Blütenpflanzen, die ebenfalls vor allem für Heideweier charakteristisch sind, z. B. *Eleocharis multicaulis*, *Helosciadium inundatum*, *Hypericum elodes*, *Isolepis fluitans*, *Luronium natans* und *Pilularia globulifera* (vgl. HAEUPLER et al. 2003), mit denen *Nitella translucens* oft auch gemeinsam vorkommt.

3 Siedlungsgewässer und Vergesellschaftung

Bei den meisten derzeit bekannten Siedlungsgewässern von *Nitella translucens* in Westfalen handelt es sich um Artenschutzgewässer und Blänken, die erst in neuerer Zeit ausgeschoben wurden. Einige dieser Gewässer sind nachweislich im Bereich ehemaliger Heideweier entstanden. Auch in einigen wenigen der heute noch bestehenden, wenn auch z. B. durch Sanierungsmaßnahmen mehr oder weniger veränderten Heideweier kommt die Schimmernde Glanzleuchteralge vor, z. B. im Hanfteich bei Saerbeck. In einem Fall wächst die Art in einem natürlichen See, dem Großen Heiligen Meer bei Hopsten. Dabei handelt es sich um einen vor über 1000 Jahren entstandenen Erdfallsee (näher s. TERLUTTER 1995). Ein Gewässer bei Warendorf-Einen mit *Nitella translucens* wurde möglicherweise als Feuerlöschteich angelegt. In Abgrabungsgewässern oder Gräben wurde die Art in Westfalen bisher nicht gefunden, was aber auf ein Untersuchungsdefizit zurückzuführen sein könnte.

Nitella translucens kommt in Westfalen oft in großen, dichten, mehr oder weniger einartigen Beständen vor. Nur selten findet man in den Siedlungsgewässern weitere Characeen-Arten. In Kleingewässern im NSG Venne bei Warendorf-Milte wachsen neben der Schimmernden Glanzleuchteralge z. B. *Nitella opaca* und *Chara virgata*, in Austmanns Heideteich bei Steinhagen ist es *Nitella flexilis*. Zu den Farn- und Blütenpflanzen, die in den Gewässern oft gemeinsam mit *Nitella translucens* vorkommen, gehören vor allem charakteristische Arten der Heideweier wie *Baldellia ranunculoides*, *Eleocharis multicaulis*, *Helosciadium inundatum*, *Hypericum elodes*, *Isolepis fluitans*, *Luronium natans*, *Pilularia globulifera*, *Potamogeton gramineus*, aber auch Arten wie *Lemna trisulca* und *Potamogeton natans*.

4 Schutz und Gefährdung

Von den 15 in Westfalen bekannten Vorkommen von *Nitella translucens* sind neun in Naturschutzgebieten, vier weitere sind zwar nicht in Naturschutzgebieten, wurden aber als Artenschutzgewässer z. B. im Rahmen der Flurbereinigung oder von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen angelegt und sind damit ebenfalls im Grundsatz als längerfristig gesichert anzusehen. Nur eines der Gewässer, der Teich bei Warendorf-Einen, ist derzeit in keiner Weise geschützt.

In der Roten Liste der Armeleuchteralgen Deutschlands (KORSCH et al. 2013) ist die Schimmernde Glanzleuchteralge als stark gefährdet eingestuft, in Nordrhein-Westfalen gilt sie sowohl landesweit als auch in der Großlandschaft Westfälische Bucht/Westfälisches Tiefland ebenfalls als stark gefährdet (VAN DE WEYER 2012). Aufgrund der aktuellen Situation von *Nitella translucens* in Westfalen und der Zahl der inzwischen bekannten Vorkommen, die meisten in Naturschutzgebieten oder anderweitig gesicherten Gewässern, ist zumindest in Westfalen von einer starken Gefährdung eher nicht mehr auszugehen, eine Einstufung als gefährdet ist aber nach wie vor gerechtfertigt.

Nitella translucens kann sich i. d. R. anscheinend auch in kleinen, offenen Gewässern lange behaupten und mehr oder weniger stabile Bestände aufbauen. In einem Artenschutzgewässer bei Rahden (Westermoor) hat sich die Art über einen Zeitraum von mindestens 20 Jahren behauptet. 2015 wurde hier jedoch ein kleiner Bestand von *Stratiotes aloides* festgestellt, der auf eine Ansalbung zurückgeht. Darüber hinaus wurde das Gewässer nahezu vollständig von *Ceratophyllum demersum* eingenommen. Diese Art wurde sehr wahrscheinlich absichtlich oder unabsichtlich zusammen mit der Krebschere eingebracht. *Nitella translucens* konnte 2015 und 2016 nicht mehr gefunden werden; sie wurde vermutlich durch *Ceratophyllum demersum* verdrängt.

Die Schimmernde Glanzleuchteralge ist in Westfalen vor allem durch eine Eutrophierung der Gewässer, übermäßige Beschattung durch im Uferbereich aufkommende Gehölze und längerfristig durch Sukzession gefährdet.

Tab. 1: Floristische Entwicklung (Characeen und gefährdete, bemerkenswerte und charakteristische Phanerogamen) der Kleingewässer im NSG Venne bei Warendorf-Milte, Kr. Warendorf in den Jahren 1990 bis 2016.

Wissenschaftlicher Name	RL NRW NRW/WBWT	1990	1999	2008*	2012	2013	2014	2015	2016
Characeae:									
<i>Chara virgata</i>	*/*				x	x	x	x	x
<i>Nitella opaca</i>	3/2				x	x	x	x	
<i>Nitella translucens</i>	2/2				x	x		x	x
weitere charakteristische Arten der Heideweier:									
<i>Baldellia ranunculoides</i>	2S/2S					x	x	x	x
<i>Carex viridula</i>	3S/3S				x	x	x	x	x
<i>Comarum palustre</i>	3/3	x							
<i>Drosera intermedia</i>	3S/3S						x	x	
<i>Eleocharis acicularis</i>	3/3								x
<i>Eleocharis multicaulis</i>	2S/2S				x	x	x	x	x
<i>Helosciadium inundatum</i>	2S/2S	x				x	x	x	x
<i>Hypericum elodes</i>	2S/3S	x					x	x	x
<i>Isolepis fluitans</i>	2S/2S	x			x	x	x	x	x
<i>Juncus bulbosus</i>	*/*	x			x	x	x	x	x
<i>Pilularia globulifera</i>	3S/3S				x	x	x	x	x
<i>Potamogeton gramineus</i>	2/2	x			x	x	x	x	x
<i>Sparganium natans</i>	2S/1	x			?	?	cf.	cf.	
weitere Arten der Roten Liste:									
<i>Agrostis canina</i>	V/*	x	?		x	x	x	x	x
<i>Alopecurus aequalis</i>	*/3	x			x	x	x	x	
<i>Carex demissa</i>	V/*						x		
<i>Carex elata</i>	3/3	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carex nigra</i>	V/*					x	x	x	x
<i>Carex panicea</i>	3S/3S						x	x	x
<i>Carex rostrata</i>	*/3	x						x	x
<i>Carex vesicaria</i>	3/3	x					x	x	x
<i>Epilobium palustre</i>	3/3	x							
<i>Genista anglica</i>	3S/3S							x	
<i>Helichrysum luteoalbum</i>	2/2						x	x	x
<i>Hottonia palustris</i>	3/3	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	*/3	x	x		x	x	x	x	x
<i>Illecebrum verticillatum</i>	3/2						x	x	x
<i>Isolepis setacea</i>	V/*	x			x	x	x	x	x
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	2/2	x			x	x	x	x	x
<i>Juncus squarrosus</i>	3S/3						x		

Tab. 1 Fortsetzung

Wissenschaftlicher Name	RL NRW NRW/WBWT	1990	1999	2008*	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Juncus tenageia</i>	2S/1					x	x	x	x
<i>Lemna trisulca</i>	3/3			x	x	x			
<i>Lycopodiella inundata</i>	3S/3S							x	
<i>Myosotis laxa</i>	3/3	x	x		x	x	x	x	x
<i>Oenanthe fistulosa</i>	3/3	x							
<i>Peplis portula</i>	*/3	x	x		x		x	x	x
<i>Peucedanum palustre</i>	3/3	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ranunculus flammula</i>	V/*	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rhynchospora fusca</i>	3S/3S							x	x
<i>Samolus valerandi</i>	3S/3S						x	x	x
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	*/3	x	x		x	x	x	x	x
<i>Sium latifolium</i>	3/2	x							
<i>Stellaria palustris</i>	3/3S	x	x		x		x		
<i>Veronica scutellata</i>	3/3	x	x		x	x	x	x	x
* Kartierung A. Beulting, Münster (BEULTING 2010)	* ungefährdet V Vorwarnliste 1 vom Aussterben bedroht 2 stark gefährdet 3 gefährdet S dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer o. nicht mehr gefährdet					NRW landesweite Gefährdung WBWT Westf. Bucht u. Tiefland			

5 Dauer der Keimfähigkeit der Diasporen

Die Diasporen vieler Characeen und typischer Phanerogamen der Heideweiher, Feuchtheiden, Zwergbinsen-Gesellschaften usw. können sehr lange keimfähig im Boden überdauern. *Nitella translucens* scheint auch zu diesen Arten zu gehören. Es spricht vieles dafür, dass die Vorkommen der Schimmernden Glanzleuchteralge in den in Westfalen neu ausgeschobenen Artenschutzgewässern und Blänken alle oder wenigstens überwiegend auf eine noch vorhandene Diasporenbank im Boden zurückgehen. In den meisten Fällen lässt sich eine lange Überdauerung der Diasporen allerdings nur vermuten und nicht belegen. Eine zeitliche Eingrenzung ist in den meisten Fällen erst recht nicht möglich. Bei zwei Vorkommen in Westfalen ist die Situation günstiger.

Im heutigen NSG Venne bei Warendorf-Milte wurden 1979 oder 1980 im Rahmen der Flurbereinigung mehrere Kleingewässer vermutlich im Bereich eines ehemaligen Heideweiher als Artenschutzgewässer neu ausgeschoben. Eine erste floristische Untersuchung erfolgte leider erst 1990. Zu diesem Zeitpunkt war die Sukzession bereits relativ weit fortgeschritten. Es konnten aber noch eine Reihe bemerkenswerter Arten notiert werden, darunter für Heideweiher charakteristische Arten wie *Helosciadium inundatum*, *Hypericum elodes*, *Isolepis fluitans* und *Pilularia globulifera*, allerdings keine Characeen (vgl. Tab. 1). Wahrscheinlich waren die Armleuchteralgen im Zuge der Sukzession bereits wieder verschwunden. Der Bereich wurde seinerzeit nicht gepflegt und so breiteten sich vor allem Gehölze

immer weiter aus, die die Kleingewässer zunehmend beschatteten. Ein weiteres Problem waren die Laubeinträge in die Gewässer. Als das Gebiet 1999 erneut besucht wurde, waren die meisten der 1990 notierten mehr oder weniger bemerkenswerten Arten wieder verschwunden, insbesondere die typischen Heideweiher-Arten. Noch schlechter stellte sich die Situation nach BEULTING (2010) in 2008 dar (vgl. Tab. 1). Im Sommer 2011 wurde nach der Beseitigung der Gehölze damit begonnen, in zwei Schritten die gesamte Fläche flach abzuschleifen und die früher angelegten Gewässer vorsichtig zu entschlammen. Bereits im Folgejahr, 2012, war der Erfolg der ersten Maßnahmen (im ersten Schritt waren bereits etwa zwei Drittel der Fläche abgeschoben worden) sehr bemerkenswert. Viele der 1990 notierten Arten konnten wieder aufgefunden werden, dazu verschiedene Arten, die 1990 nicht vorkamen, darunter drei Characeen, *Chara virgata*, *Nitella opaca* und *N. translucens* (vgl. Tab. 1). Da nichts eingebracht wurde kann man davon ausgehen, dass noch keimfähige Diasporen der Arten im Boden lagerten. Auch die meisten der erst in den folgenden Jahren festgestellten Arten gehen sicher auf die Diasporenbank im Boden zurück. Zu den wenigen Ausnahmen gehört *Helichrysum luteoalbum* (Windverbreitung!). Bei den 1990 nicht festgestellten Arten, darunter die drei Characeen, aber auch z. B. *Baldellia ranunculoides*, *Eleocharis multicaulis* und *Pilularia globulifera* steht damit fest, dass im NSG Venne die Diasporen dieser Arten über mindestens 20 Jahre keimfähig im Boden überdauern müssen.

Das zweite Beispiel, auf das hier kurz eingegangen werden soll, ist das Vorkommen von *Nitella translucens* in einem Gewässer bei Steinhagen, Austmanns Heideteich. An dieser Stelle bestand bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts ein so bezeichnetes Gewässer, das bekannt war für das Vorkommen typischer Arten der Heideweiher wie *Lobelia dortmanna* („in grosser Menge“ (BECKHAUS 1893)), *Littorella uniflora*, *Deschampsia setacea* und *Eleocharis multicaulis* (vgl. BECKHAUS 1893; KADE & SARTORIUS 1909; KOPPE 1959). Alte Angaben zum Vorkommen von Characeen liegen leider nicht vor. Nach KOPPE (1959) wurde das Gewässer 1916 trocken gelegt bzw. zugeschüttet und in Weideland umgewandelt. Der Teich ist in alten topographischen Karten dargestellt, die genaue Lage ließ sich entsprechend leicht feststellen. Im Sommer 2014 wurde im Rahmen einer Ausgleichsmaßnahme an der Stelle des früheren Teiches ein Gewässer neu ausgeschoben um den früheren Heideweiher wiederherzustellen. Dabei wurden leider einige grundlegende Fehler gemacht. So wurde vor allem der größte Teil der Fläche so tief ausgeschoben, dass der Samenhorizont verloren gegangen ist und das Gewässer auch in trockenen Jahren nicht vollständig austrocknen kann. Weiterhin wurde übersehen, dass (bis 2016) alte Drainagen von benachbarten intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen her in das Gewässer einmündeten, die offensichtlich zum Eintrag erheblicher Nährstoffmengen und möglicherweise auch von Herbiziden führten.

Nur im Westen der Fläche wurde der alte Samenhorizont großflächig freigelegt. Hier entstand ein sehr flaches Gewässer, das mit dem Hauptgewässer nur bei hohem Wasserstand verbunden ist und in trockenen Sommern vollständig austrocknet. Vor allem in diesem Bereich konnten bereits im Sommer 2015 einige bemerkenswerte Arten notiert werden (vgl. Tab. 2), darunter *Nitella flexilis* (sehr zahlreich), *Juncus bulbosus* (in Menge), *Eleocharis multicaulis* (wenige Ex.) und *Schoenoplectus tabernaemontani* (wenig), ferner *Potamogeton natans*. Im Sommer 2016 kamen noch u. a. *Nitella translucens* (größerer Bestand) und *Pilularia globulifera* (kleiner Bestand) dazu. Wie im NSG Venne kann man auch hier davon

ausgehen, dass es noch keimfähige Diasporen im Boden gab. Zumindest die beiden *Nitella*-Arten, *Eleocharis multicaulis* und *Potamogeton natans* sind hier nach der Verfüllung des Teiches 1916 sicher nicht mehr vorgekommen und die Diasporen müssen entsprechend fast 100 Jahre keimfähig überdauert haben. Wahrscheinlich gilt das auch für *Schoenoplectus tabernaemontani* und *Pilularia globulifera*. Erstere Art könnte aber u. U. auch noch an nassen Stellen im Grünland vorgekommen sein, letztere Art könnte eventuell durch Wasservögel (z. B. Gänse) neu eingeschleppt worden sein. Es bleibt nun abzuwarten, ob sich die Arten hier auch langfristig etablieren können.

Tab. 2: Floristische Entwicklung (Characeen und gefährdete, bemerkenswerte und charakteristische Phanerogamen) von Austmanns Heideteich bei Steinhagen, Kr. Gütersloh, in den Jahren 2015 bis 2016 (Legende s. Tab. 1).

Wissenschaftlicher Name	RL NRW NRW/WBWT	2015	2016
Characeae:			
<i>Nitella flexilis</i>	3/3	x	x
<i>Nitella translucens</i>	2/2		x
weitere charakteristische Arten der Heideweier:			
<i>Eleocharis multicaulis</i>	2S/2S	x	x
<i>Juncus bulbosus</i>	*/*	x	x
<i>Pilularia globulifera</i>	3S/3S		x
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	3S/3S	x	x
weitere bemerkenswerte Arten:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	*/*	x	x
<i>Carex echinata</i>	3/2	x	x
<i>Carex rostrata</i>	*/3	x	x
<i>Carex nigra</i>	V/*		x
<i>Carex demissa</i>	V/*		x
<i>Carex viridula</i>	3S/3S	x	x
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	*/3	x	x
<i>Isolepis setacea</i>	V/*	x	x
<i>Juncus filiformis</i>	2/2	x	x
<i>Juncus squarrosus</i>	3S/3	x	x
<i>Myosotis laxa</i>	3/3	x	x
<i>Ranunculus flammula</i>	V/*	x	x

Zusammenfassung

Eine gezielte Nachsuche in geeignet erscheinenden Gewässern in Westfalen (NW-Deutschland) erbrachte in den letzten Jahren eine Reihe neuer Nachweise von *Nitella translucens*. Aktuell sind insgesamt 15 Vorkommen bekannt, alle in den Sand- und Mooregebieten der Westfälischen Bucht und des Westfälischen Tieflandes. Die Art wurde überwiegend in Artenschutzgewässern und Blänken gefunden, die in

neuerer Zeit ausgeschoben wurden. Diese Vorkommen dürften alle oder doch überwiegend auf eine noch vorhandene Diasporenbank im Boden zurückgehen. In einem der Gebiete müssen die Diasporen von *Nitella translucens*, *Nitella flexilis* und einigen Phanerogamen rund 100 Jahre keimfähig im Boden überdauert haben.

Danksagung

Den Herren W. Itjeshorst, Wesel, H. Kuhbier, Bremen und Dr. H. Korsch, Jena, danke ich sehr herzlich für die Übermittlung verschiedener Informationen zu diesem Beitrag, Herrn Dr. G. Tebb, Wien, für seine Hilfe bei der Erstellung des Abstract.

Literatur

- Becker, R. & A. Doege, 2016. *Nitella translucens*. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 493-505. Berlin, Heidelberg.
- Beckhaus, K., 1893. Flora von Westfalen. XXII, 1096 S. Münster.
- Beulting, A., 2010. Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG Venne (Stadt Warendorf, Kreis Warendorf). 20 S. Münster.
- Brockhausen, H. & H. Poelmann, 1926. Pflanzenwelt Westfalens. X, 235 S. Paderborn.
- Haeupler, H., A. Jagel & W. Schumacher, 2003. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. 616 S., 6 Folienkarten als Beilage. Recklinghausen.
- Jüngst, L. V., 1837. Flora von Bielefeld, zugleich die Standorte der seltneren Pflanzen im übrigen Westfalen enthaltend. XXIV, 358, (1) S. Bielefeld, Herford.
- Kade, T. & F. Sartorius, 1909. Verzeichnis der bei Bielefeld festgestellten Gefäßpflanzen mit Standortsangaben. - Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld 1: 27-121.
- Koppe, F., 1959. Die Gefäßpflanzen von Bielefeld und Umgegend. - Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld 15: 5-190.
- Korsch, H., A. Doege, U. Raabe & K. van de Weyer, 2013. Rote Liste der Armelechteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Haussknechtia Beih. 17: 1-32.
- Oligschläger, F. W., 1837. Primitiae Florae phanerogamicae Solingensis – Montanorum. Verzeichniss phanerogamischer Pflanzen, welche in der näheren und weiteren Umgebung von Solingen, im Bergischen, wildwachsen. – Archiv d. Pharmacie LX: 281-352.
- Raabe, U., D. Büscher, P. Fasel, E. Foerster, R. Götte, H. Haeupler, A. Jagel, K. Kaplan, P. Keil, P. Kulbrock, G.H. Loos, N. Neikes, W. Schumacher, H. Sumser & C. Vanberg, 2012. Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Spermato-phyta et Pteridophyta – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010. In: LANUV NRW: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. Band 1 – Pflanzen und Pilze. – LANUV-Fachbericht 36 („2011“): 49-183.
- Raabe, U. & K. van de Weyer, 2002. Armelechteralgen (Characeae) in Nordrhein-Westfalen. - LÖBF-Mitteilungen 27(4): 31-38.
- Terlutter, H., 1995. Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. 144 S. Münster.
- Weyer, K. van de, 1994. Die Armelechteralgen (Characeae) Nordrhein-Westfalens – eine erste Übersicht. – Flor. Rundbr. 27(2): 120-136.
- Weyer, K. van de, 2012. Rote Liste und Artenverzeichnis der Armelechteralgen – Characeae – in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung, Stand November 2010. In: LANUV NRW: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. Band 1 – Pflanzen und Pilze. – LANUV-Fachbericht 36 („2011“): 273-283.

Silke OLDORFF* & Tom KIRSCHHEY

*Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicke
Silke.Oldorff@LfU.Brandenburg.de

Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple enclosure experiment

Abstract

This study tested the setup of an enclosure experiment to exclude or at least diminish direct impacts of medium- to large size benthivorous fishes on submerged macrophytes in three EU habitat type 3140 lakes in NE-Germany. In lakes Großer Gietzen and Peetsch no effect on stimulation of regrowth of macrophytes could be observed, the enclosures remained free of macrophyte vegetation like the reference plots. This is likely caused by water level fluctuations resulting in lake bottom conditions unsuitable for macrophyte development. Only in Lake Stechlin significant differences of macrophyte development between inside and outside the enclosure have been observed in 2014 and 2015. The ratio of covered vs. uncovered sediment was significantly influenced by presence or absence of benthivorous fishes. Also the ratio of charophytes vs. angiosperms and other groups was significantly influenced. In 2014 and 2015 Charophytes dominated the macrophyte vegetation inside the enclosure, while at the reference plot in 2014 angiosperms dominated and in 2015 significantly increased. The experiment results support the hypothesis, that benthivorous fishes are key species and strongly influencing macrophyte communities. Additionally species-specific direct impacts of certain benthivorous fishes on macrophytes are documented from direct observations.

Keywords: submerged macrophytes, charophytes, mesotrophic lakes, enclosure experiment, non-piscivorous fishes.

1 Introduction

Submerged macrophytes play an important role in the community ecology of freshwater habitats, and the presence of vegetation alters the functioning of lakes. Typically, in oligo- and mesotrophic lakes especially, stoneworts (*Charophyta*) dominate submerged macrophyte communities. Generally, the presence of submerged macrophytes is affected by light regime within the water body. Macrophyte vegetation tends to be abundant in clear-water lakes” where especially Charophyte communities occur in specific strata. In contrast, submerged vegetation in lakes with turbid water is usually poorly represented or absent. Water turbidity is almost always linked directly to eutrophication resulting from nutrient influx from the

catchment area. Previous studies have focused on interactions between submerged macrophytes and other autotrophic organisms such as periphyton and phytoplankton, as well as competition between charophytes and angiosperms within a submerged macrophyte community (BLINDOW 1991).

The model of two alternative states was developed for shallow polymictic eutrophic lakes. However today it is also applied to deeper dimictic mesotrophic lakes to explain how turbidity regulates macrophyte appearance (SCHEFFER 2004). Increasing nutrient levels stimulate phytoplankton growth, which in turn leads to higher turbidity, increased light attenuation and a reduction of the maximum depth at which submerged vegetation can grow. This may serve to explain much of the dramatic decline faced by submerged macrophyte communities in general as well as that experienced by the especially numerous charophyte species throughout Central Europe. Eutrophication causes the unfavorable conservation status of habitat type 3140 according to the Habitats Directive of the European Union across its range. However, in some cases charophyte decline can also be observed in lakes, which lack or are subject to minor increases in the level of turbidity and where there is an absence of agriculture in the catchment area (van de Weyer et al. 2009). Here, factors other than vertical light penetration must be responsible for the rapid regime shift and the decline of submerged vegetation. Exclosures are a common tool used in the management of terrestrial ecosystems such as forests to eliminate the effect of ungulates on young trees, for example. We tested the impact of an exclosure setup to exclude the impact of fishes on submerged vegetation during a two-year experiment between May 2014 and October 2015.



Fig. 1: Adult foraging tench (*Tinca tinca*) in Lake Stechlin © Volker Krautkrämer.

2 Goal, study site, material and methods

This study aimed to test how an enclosure experiment could be set to clarify the effects of fishes of medium to large body size on macrophyte communities. There are many hypothetical impacts of non-piscivorous fishes on submerged macrophytes. These include direct consumption, pressure on grazers and zooplankton, selective consumption, increase in sedimentation and physical damage. Understanding the role of non-piscivorous fishes therefore requires a differentiated exploration of the general fish assemblage, as well as on size-dependent ontogenetic niche shifts.

To differentiate these impacts, large sized fishes had to be excluded from study plots. It was not expected, that enclosures would alter the composition of the grazer community and influence the general abundance of periphyton grazers. Thus, the experiment *a priori* set out to test the influence of medium- to large-sized fish. It was anticipated that at least big herbivorous and benthivorous fish had a visible impact on the macrophyte assemblage. Fish can inhibit macrophytes growth of through increased turbidity (MEIJER et al. 1990). Previous studies had shown a decrease in Charophytes in several lakes, especially across the shallow-water assemblages of *Charetum asperae* and *Charetum filiformis*, which are not linked to turbidity (VAN DE WEYER et al. 2009, OLDORFF & VOHLAND 2009, ARENDT et al. 2011). These shallow depths of 10-300 cm are also a preferred foraging stratum for benthivorous fish. Our study design followed the hypothesis that the space occupied by non-vegetated areas inside the enclosure would decrease as result of the absence of digging to forage for for benthic food, a composition shift from more robust to more fragile species of macrophytes, and an insignificant effect on the light regime.

2.1 Study area and site selection

The study was conducted in three lakes (Lake Großer Glietzen, Lake Peetsch and Lake Stechlin) in the nature park “Stechlin Ruppiner Land“, in the District of Oberhavel, Northern Brandenburg (NE-Germany). The area’s (latitude 53°10’ N, longitude 13°02’ E, altitude of lakes = groundwater level around 59,7 m asl) topography is strongly influenced by the Weichselian glaciation, which formed the terminal moraines of the “Frankfurter Staffel“. The area is famous for its high percentage of lakes with low trophic levels. In the northern part of the protected area “Stechlin“, which is at the same time a Special Area of Conservation (SAC) according to the EU Habitats Directive (EU-No. DE 2844-301) and a Special Protection Area (SPA) according to the EU Birds Directive (EU-No. DE 2843-401).

All three lakes are categorized as habitat type 3140 (hard oligo-mesotrophic waters with benthic vegetation of *Chara* spp.), but differ in size and basin morphology. All are endorheic groundwater lakes and have no natural outlets. Only lake Stechlin has an artificial surface outlet, the Polzowkanal. All three lakes have been part of a permanent annual monitoring programme on submerged macrophyte vegetation since 2009 (ARENDT et al. 2011). Presence/absence-data on fish species are available almost only from more than a decade ago (KNAACK & OLDORFF 2006, see table 1). Subsequently, the presence of some species of cyprinid fish has been confirmed (e.g. figure 1).



Fig. 2: Map of the study site showing the locations, where exclosures had been installed.

Tab. 1: Presence of Cyprinid fish species in the three lakes (from KNAACK & OLDORFF 2006).

Species	Gr. Glietzen	Peetsch	Stechlin	No. total
Tench (<i>Tinca tinca</i>)	X	X	X	3
Common roach (<i>Rutilus rutilus</i>)	X	X	X	3
Rudd (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	X	X	X	3
Common bream (<i>Abramis brama</i>)	X	X	X	3
Common Carp (<i>Cyprinus carpio</i>)	X	X	X	3
Silver bream (<i>Blicca bjoerkna</i>)	X	X	X	3
Crucian Carp (<i>Carassius carassius</i>)		X		1
White Amur (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)			X	1

2.1.1 Großer Glietzensee (Lake Greater Glietzen)

Lake Großer Glietzen is situated approximately 1.5 km north of Lake Stechlin and consists of two water bodies: an eastern basin covering 20.8 ha and a western basin covering 18 ha, which are separated by a paludifying alder stand. The maximum water depth of the eastern basin is 14 m, the shallower western basin only reaches 11 m. Lake Großer Glietzen is classified as mesotrophic with an average summer Secchi disc transparency of 4 m (KRAUSCH 1964). There are no historic data on submerged macrophytes of this lake, but baseline data have been provided by HOESCH (1996). The water levels of Lake Großer Glietzen vary according to a huge amplitude. The chosen location of the enclosure was in front of the northern central shoreline of the eastern basin. The lake has been part of the macrophyte monitoring programme since 2009. With the exception of single plants of *Myriophyllum spicatum*, vegetation is absent from the shallower, south-exposed parts of the eastern basin (ARENDE et al. 2011). In 2013, recolonization by macrophytes (*Chara tomentosa* +, *Chara globularis* r, *Myriophyllum alterniflorum* 3) had been observed in this part of the lake on a Braun-Blanquet scale. However, by 2014 this part of the lake was again free of vegetation, which is why this area was selected for the enclosure experiment.

2.1.2 Peetschsee (Lake Peetsch)

Lake Peetsch covers 89.1 ha, reaches a maximum depth of 22 m and has an average depth of 10-12 m (an estimated volume of 10-12 million m³). Surface in- and effluents are virtually absent. The lake is classified as mesotrophic and had a submerged vegetation coverage of over 80 percent between 1992-1994. It was home to nine species of charophytes at a maximum depth of 8.5 m (HOESCH 1996) which suffered a dramatic decline in the following years. By 2009, 70 percent of the lake bottom were already free of vegetation, with a dominance of angiosperms, especially *Myriophyllum spicatum* and *M. alterniflorum* (OLDORFF & VOHLAND 2009). Lake Peetsch was added to the annual macrophyte monitoring programme in 2009. Monitoring data (2009-2016) show only minor remnants of submerged vegetation, including only three species of Charophytes. Maximum growth depth was recorded at 6 m with a 75 percent drop in vegetated area.

Water levels of Lake Peetsch are subject to large intra- and inter-annual amplitude changes, with a dramatic drop starting in the mid-1980s. Water levels seem to have stabilized at a very low level since 2003. This water loss coincides with the hydromelioration and drainage of the nearby transition mire area “Traden” (1985-1987), which still contained a cupola shallow lake of 35 ha in 1987. After a short period of stabilization in the beginning of the 1990s, a further period of water level reductions began in 1995. This coincides with the installation of the groundwater supply plant “Dagow” (OLDORFF & PÄZOLT 2010). Since 2000, the annual output of 50.000 to 70.000 m³/a by the water supply plant is equal to 10 percent of the current total calculated groundwater influent (ArcEGMO). In 2010, the lake’s water level sank almost 2 m below the maximum water level of 1982. The lake has lost 22 percent of its water volume (KAISER et al. 2012). The sandy shallow zone at the western shore was selected for the enclosure experiment.

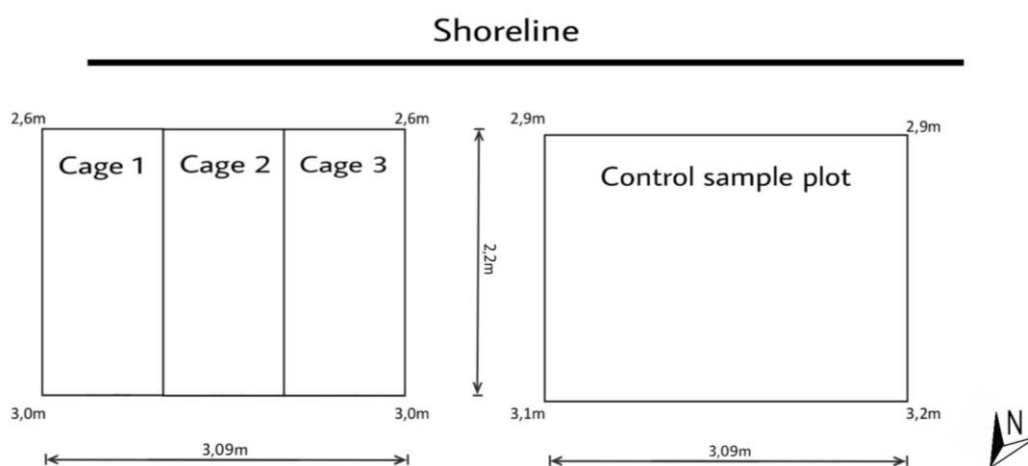


Fig. 3: Schematic representation of the enclosure experiment (Lake Stechlin).

2.1.3 Großer Stechlinsee (Lake Stechlin)

Lake Stechlin covers 425 ha and has a maximum depth of 69 m. This lake is famous for its crystal clear translucent water (steklo Slavic = “glass”). Until quite recently, Lake Stechlin was classified as one of the last oligotrophic clearwater lakes of the Northeast German lowlands. It can still be classified as mesotrophic today. Although its catchment area is almost entirely covered with forest and is strictly protected by law, lake Stechlin’s trophic state and its biological composition have undergone dramatic changes since the 1990s (VAN DE WEYER et al. 2009). The biological structure of lake’s ecosystems is regulated hierarchically. The productivity of several trophic levels is regulated by a variety of interrelated chemical, physical, and biological factors. Two principal non-biological changes have been identified: the depletion of deep-water oxygen concentrations in depths of over 60 m, and a significant and ongoing increase of hypolimnetic phosphorous concentration (KASPRZAK et al. 2010). Multiple factors and long-term effects have been documented and discussed (OLDORFF & PÄZOLT 2010). Prior to the implementation of an annual

monitoring regime in Lake Stechlin, several investigations had documented its submerged macrophyte composition and development.

A baseline study provided by KRAUSCH (1964), reported meadow-like stands of Charophyte associations at a depth of between 0.2 and 20 m. Our monitoring data (2008-2016) show that vast *Nitellopsis obtusa* stands are still present, and stands of *Chara tomentosa* persist locally. However, we also observed vast areas without vegetation where conditions still look suitable. Major losses occurred in the Charetum asperae and Charetum filiformis (shallow-water charophyte communities) as well as in the Nitello-Vaucherietum (deep-water charophyte communities). These communities experienced subsequent losses of over ninety percent (VAN DE WEYER et al. 2009, ARENDT et al. 2011) (macrophyte monitoring 2008-2016). Lake Stechlin has lost nearly 150 ha of submerged macrophyte stands in the last five decades – the equivalent of 80 percent of the former total! As a result of the artificial outlet regulation of the Lake Nehmitz-Stechlin system and the much larger catchment area, water level fluctuations are much less intense in comparison to lakes Großer Gletzen and Peetsch. Interestingly, despite of comprehensive efforts to stabilize water levels since 1999, of the recovery of the water level has been insignificant to date (figure 12).



Fig. 4: Transport of exclosures.



Fig. 5: Installation of enclosure.

2.2 Material and methods

We used commercially available outdoor rabbit cages measuring 220 x 103 x 103 cm, as underwater enclosures. Three of them were joint in order to increase enclosure coverage. We expected edge effects for enclosures of less than 2 m². By combining 3 cages, we were able to reach an effective enclosure size of 6,978 m². The cages are manufactured from stainless steel to provide relative stability. The interval between the struts was 35 mm, which only excludes medium- to large-size fish, but guarantees maximum of light permeability at the same time. A control sampling plot of the same size was marked off with shut-off tape a couple of meters away from each enclosure. Enclosures were installed on 24.05.2014 (Großer Glietzen) 26.05.2014 (Peetsch) and 28.05.2014 (Stechlin). They were checked and maintained regularly, approximately every four weeks. Maintenance included regular cleaning of the cages *in situ*, including the removal of epiphyton to minimize any effects on the light regime. The experiment was scheduled for a period of two years and enclosures have remained in place with regular maintenance and checks for a further season in 2015.



Fig. 6: The impact of large benthivorous fishes on the vegetation outside the enclosures was significant.

3 Results

In two of the lakes (Großer Glietzen and Peetsch), enclosures had no effect on stimulating regrowth of macrophytes and, like the control plots, remained free of macrophyte vegetation. Significant effects on macrophyte development were observed only in Lake Stechlin. In September 2014, the area occupied by *Najas marina* inside the enclosure was significantly lower than in the control plot. At the same time, abundance of charophytes (primarily *Chara intermedia*, *Ch. contraria*, *Ch. globularis*) was significantly higher inside the enclosure. Bare sediment coverage had increased by ten percent under the presence of large fish. In comparison to the enclosure area, Charophyte presence decreased by more than half in the control plot. *Nitellopsis obtusa* disappeared completely outside the enclosure (figure 9).

An interesting first occurrence of gutweed or grass kelp (*Ulva [Enteromorpha] intestinalis*), a salt water and brackish water species, which is only rarely seen in mainland waters (figure 8). It was recorded inside the enclosure in 2014. To our knowledge this finding is a first record of this species in Lake Stechlin. It can be characterized as fragile in terms of the working hypothesis and may have been present in Lake Stechlin and other lakes in the area. It may have remained undiscovered because of an inability to develop stands due to foraging pressure by consumers like fishes. It is also an indicator species for eutrophication.



Fig. 7: The impact of large benthivorous fishes on the vegetation outside the enclosures was significant.



Fig. 8: *Ulva intestinalis* from the enclosure 2014 in Lake Stechlin.

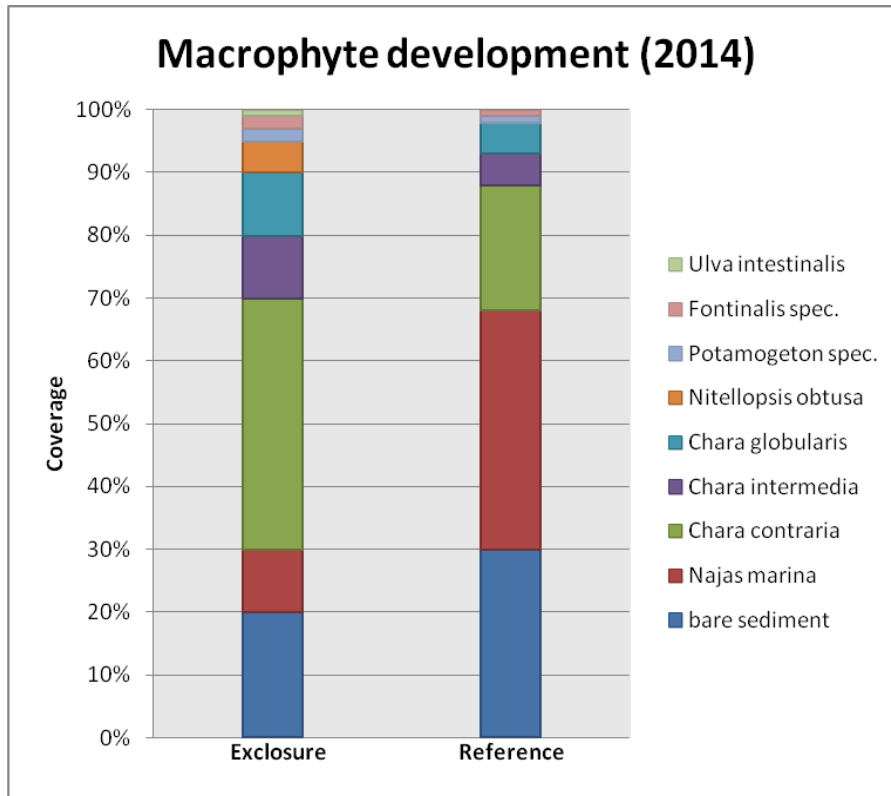


Fig 9: Lake Stechlin enclosure vs. control plot macrophyte coverage 2014.

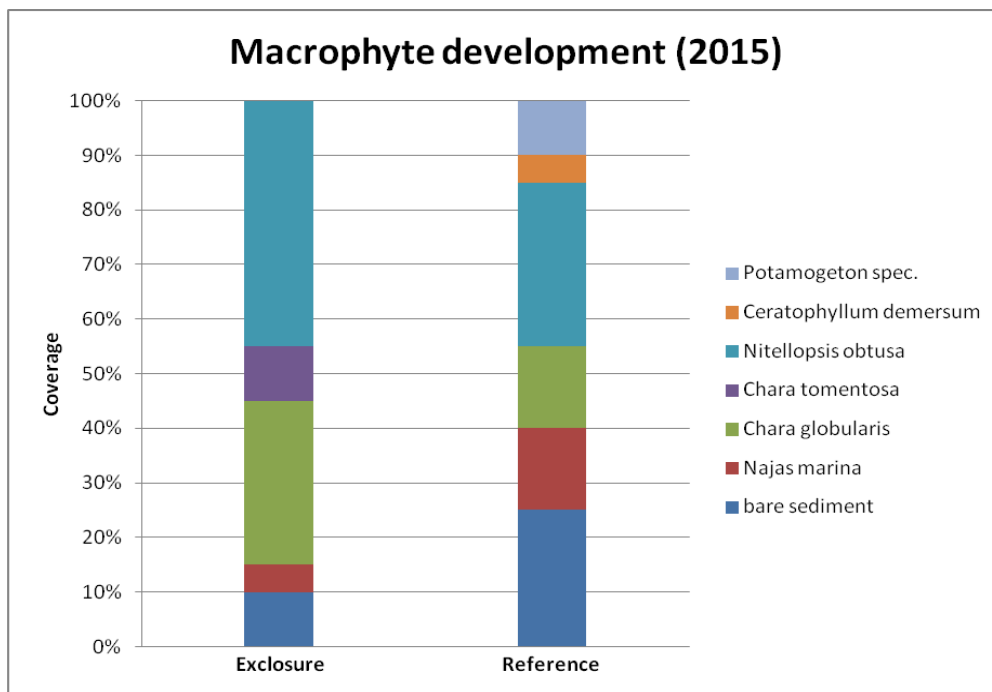


Fig. 10: Macrophyte coverage in the Lake Stechlin enclosure vs. the control plot in 2015.

Species composition in Lake Stechlin was slightly different in 2015, but our results confirmed the hypothesis, that medium- to large size benthivorous fishes have a tremendous effect on macrophyte development (figure 10). Charophytes covered 85 percent of the area, inside the enclosure, compared to just 50 percent in the control plot. Outside the enclosure, bare sediment coverage increased by 150 percent and *Najas marina* presence by 300 percent with the presence of large fishes.

Visually, epiphyton colonization in the control plot was higher than inside the enclosure area, especially with regard to *Najas marina* plants. Unfortunately, the study failed to obtain data on the biomass of these functional and taxonomic groups to verify this colonization.

4 Discussion

No obvious answer as to why enclosures in Lake Peetsch and Lake Großer Glietzen remained free of macrophyte vegetation like the control plots could be identified by this particular experimental setup. The effects of decapod crayfish foraging by the invasive *Oronectes limosus* can be dismissed as a possible explanation as densities are relatively low in both lakes. The most likely explanation in both cases is that the substrate is unsuitable for macrophyte development. This may be a result of sedimentation processes or the physical characteristics of the sediment following significant water level fluctuations (see figure 12). In the case of Lake Peetsch, previous studies had documented the collapse of submerged vegetation between 1992 and 2009 (OLDORFF & VOHLAND 2009).

The water levels of many lakes in Northeastern Germany have shown a dramatic decrease and have suffered intensive fluctuation over the past six decades (see Kaiser et al. 2012). In the case of the lake Stechlin, these fluctuations have initially been influenced by large-scale hydromelioration activities, including the complex drainage of watersheds which are exacerbated by climate-change and land-use patterns in the catchment areas (Oldorff & Pätzolt 2010). A drop in water-level leads to a reduced influx of calcium ions and mobilization of nutrient fluxes.

For Lake Stechlin, our results show a high variability between study years (2014 and 2015). In both years, a decrease of charophytes was observed outside the enclosure, while angiosperms and areas free of macrophyte vegetation increased significantly outside the enclosure.

Whole-lake experiments in the US to determine causality and severity of impacts by carp (*Cyprinus carpio*) on submerged macrophytes have illustrated the species-specific effects of benthivorous fishes (BAJER et al. 2016). Numerous studies have demonstrated that large-size benthivorous fish in particular, have a tremendous effect, which had previously been underestimated. In addition, observations on the species-specific physical effects of certain cyprinid fishes have been reported in lakes of the Stechlin area. They are documented here (figures 13-16) to present the differences between fish species in order to easily identify digging damage associated with different cyprinids.

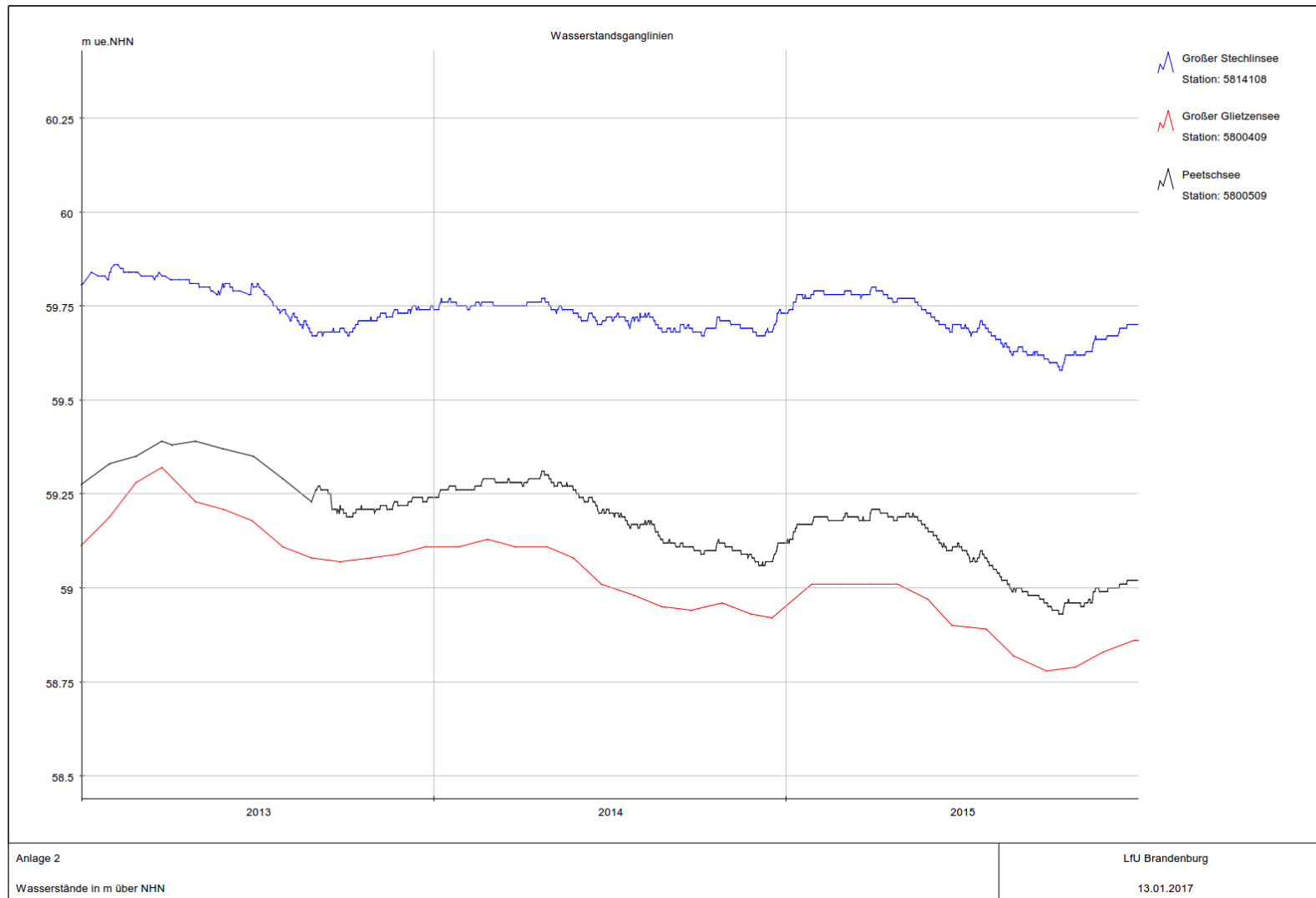


Fig. 11: Water levels of the three lakes in the period 2013-2015.

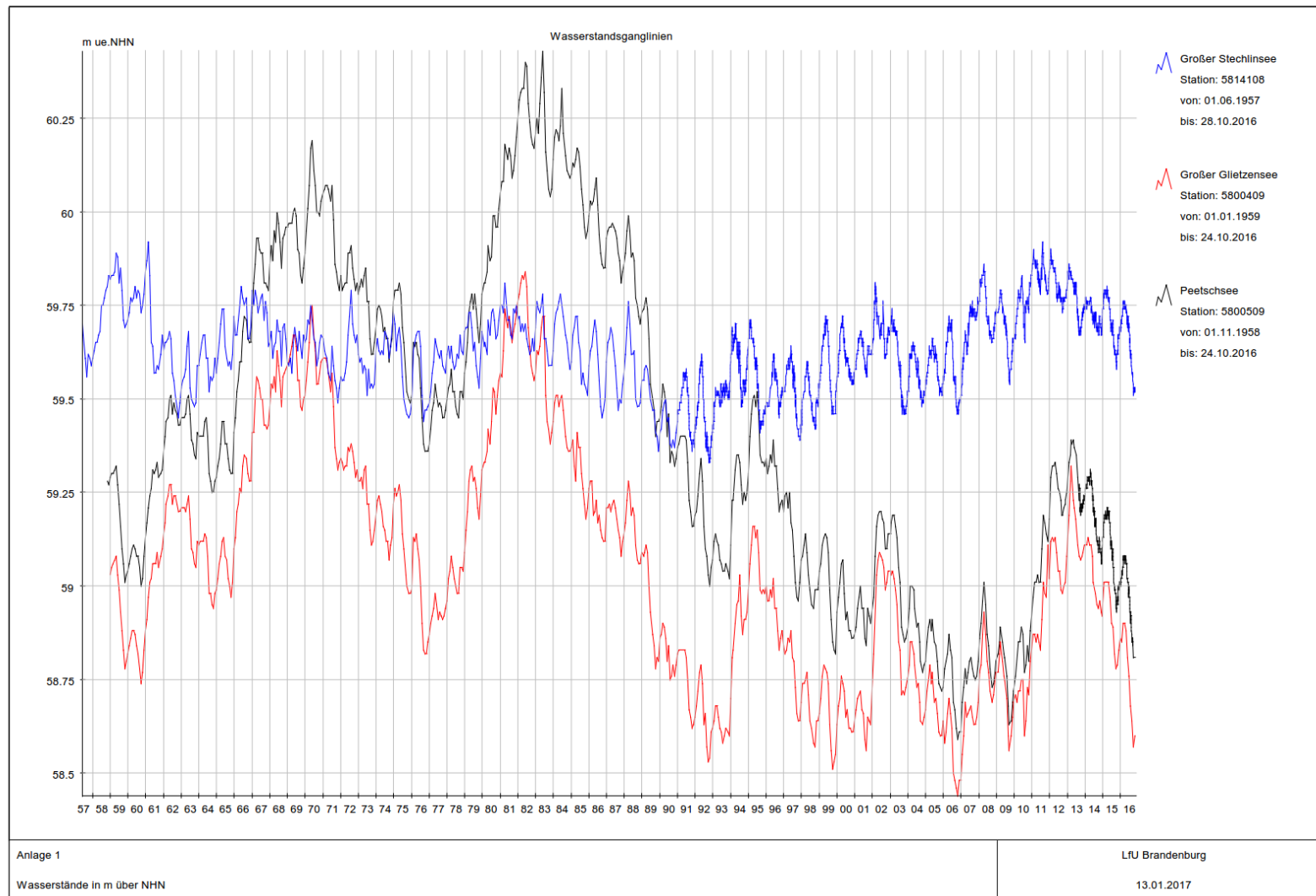


Fig. 12: Long-term water level fluctuations 1957-2016 of the three lakes.

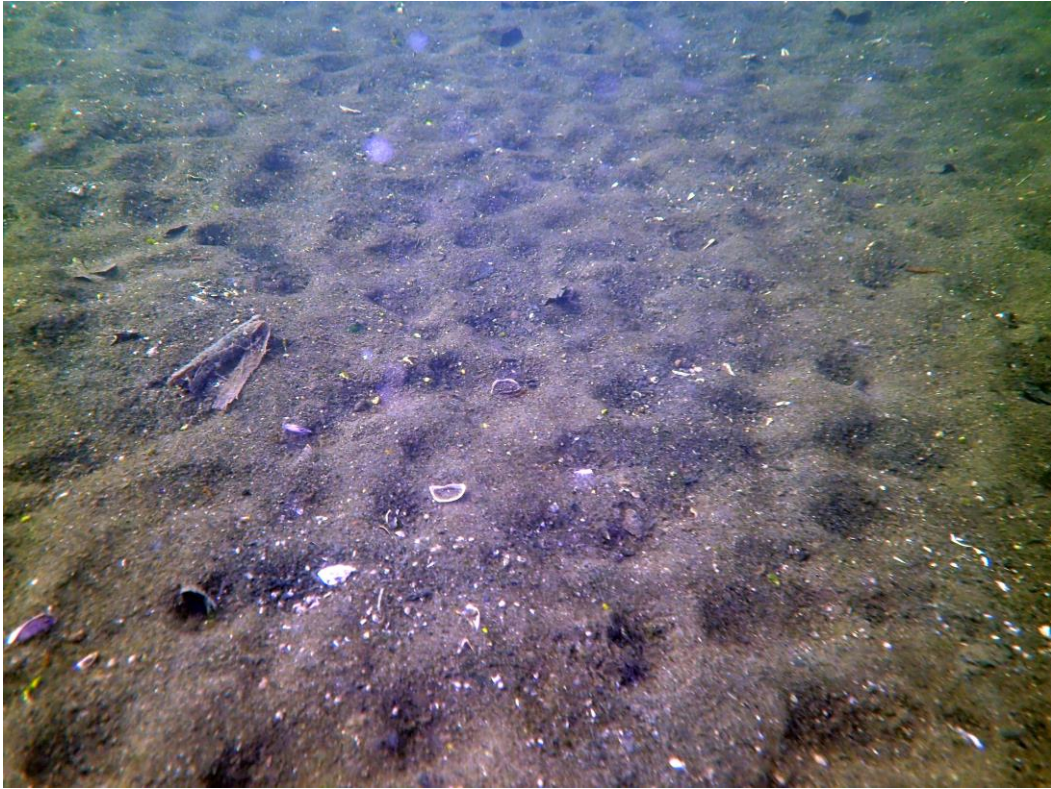


Fig. 13: Digging damage caused by the common bream (*Abramis brama*) in Lake Peetsch.



Fig. 14: Herbivory damage caused by the White Amur (*Ctenopharyngodon idella*) in Lake Stechlin.



Fig. 15: Digging damage caused by the common carp (*Cyprinus carpio*) in Lake Stechlin.

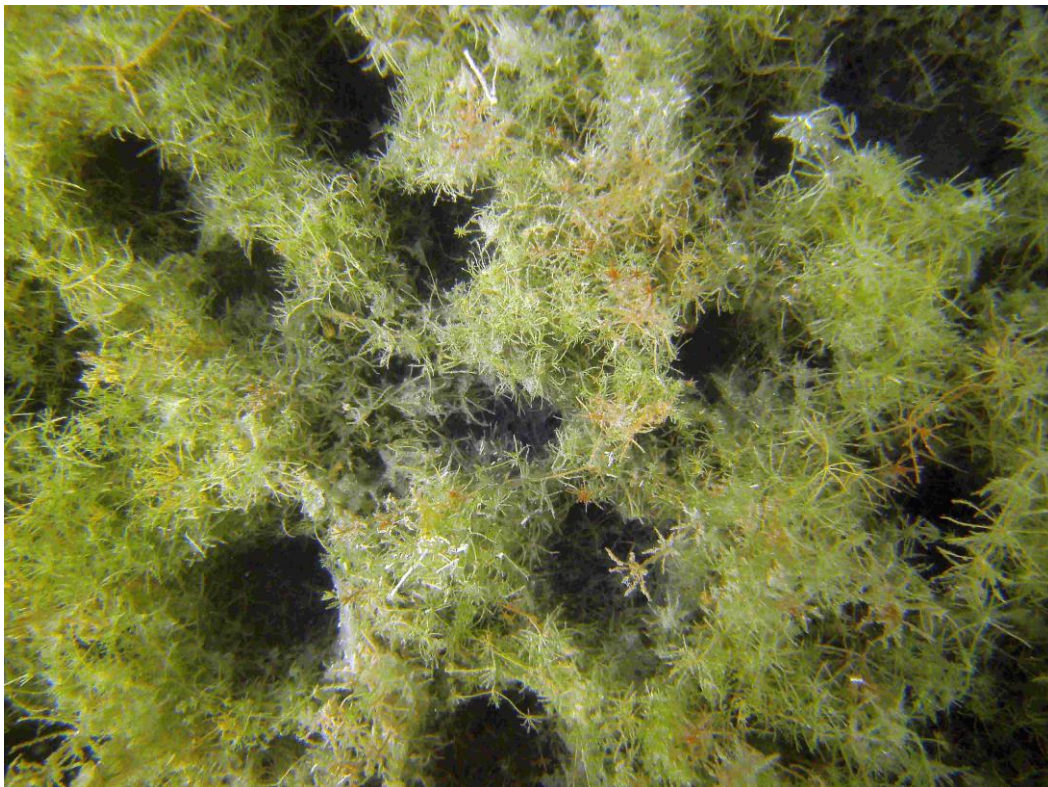


Fig. 16: Characteristic round wholes in the charophyte stands caused by tench (*Tinca tinca*) in Lake Stechlin.

Our results support the view of Meijer et al. (1990) that current approaches to evaluate the impacts of carp and other benthivorous fishes on basis of a biomass per area relation are inaccurate and of little use. Besides their direct physical interaction with macrophytes, benthivorous fish recycle bottom material by releasing sediment nutrients, and through excretion and egestion. In the US, the Eurasian carp is officially classified and managed as an invasive species. However, regrettably, this approach is not adopted in Germany due to the missing element of successful reproduction. Carp do not reproduce successfully in NE-Germany, but are routinely and illegally restocked by humans.

5 Conclusions

Fish interact in multiple ways with submerged lake vegetation and may have a strong impact on macrophytes, including on charophytes. Macrophytes, as well as periphyton, form a food resource for fishes (Prejs 1984). Benthivorous fish in particular, play a pivotal role in even large, deep mesotrophic lakes. Our enclosure study showed that the presence of large benthivorous fish in Lake Stechlin led to a significant decrease of charophytes (e.g., *Nitellopsis obtusa* loss 2014: 100%, 2015: 33%), while angiosperms (especially the hard-leaved *Najas marina* and eutrappent *Ceratophyllum demersum*) and bare sediment increased.

Recommendations:

1. The minimum size of test enclosures should be 5 m². Generally stainless steel constructions performed well in terms of light permeability and stability, but regular maintenance (at least every two weeks), is necessary.
2. Biomass-quantification at the end of the vegetation period should be obligatory. Additionally, epiphyton biomass could be collected for quantification during maintenance.
3. Further investigation of the substrate characteristics of the lake bottom should be set up to determine if it is suitable for re-establishing of lost submerged vegetation.

Acknowledgements

We are especially grateful to Janine Jachtner for technical assistance and maintenance of the experiment setup as a contractor of the Nature Park Administration of the Agency for Environment (Landesamt für Umwelt) Brandenburg. Her work was additionally funded by NABU Regionalverband Gransee using resources from the project “Diving for Conservation” awarded by the “German Conservation Award 2013” of the Federal Agency for Nature Conservation (BfN). We would also like to thank Carsten Jacobi, Olaf Landsberg and Jörg Komarowski for logistical and technical support. We also like to thank Lothar Krienitz for identification of *Ulva intestinalis*.

References

- Arendt, K., S. Oldorff, T. Kabus & T. Kirschey, 2011. Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 20 (4): 122-135.
- Bajer, P.G., M.W. Beck, T.K. Cross, J.D. Koch, W.M. Bartodziej & P.W. Sorensen, 2016. Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large North American ecoregion. *Global Change Biology* 22: 3937-3947.
- Blindow, I., 1991. Interactions between submerged macrophytes and microalgae in shallow lakes. Dissertation, Lund University, Lund, 111 p.
- Crivelli, A.J., 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia* 106: 37-41.
- Hilt, S., I. Henschke, J. Rücker & B. Nixdorf, 2010. Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *Journal of Environmental Quality* 39: 725-733.
- Hoesch, A., 1996. Submerse Makrophyten. Aus: Pilotstudie zur ökologischen Diagnose, Bewertung und Entwicklungsüberwachung oligo-, meso- und natürlich eutropher Seen Brandenburgs auf der Grundlage von Leitarten und Leitbiozönosen. *Natur und Text in Brandenburg, Zwischenbericht*, 34 p.
- Kaiser, K., J. Friedrich, S. Oldorff, S. Germer, R. Mauersberger, M. Natkhin, M. Hupfer, A. Pingel, J. Schönfelder, V. Spicher, P. Stüve, F. Vedder, O. Bens, O. Mietz & R.F. Hüttl, 2012. Aktuelle hydrologische Veränderungen von Seen in Nordostdeutschland: Wasserspiegeltrends, ökologische Konsequenzen, Handlungsmöglichkeiten. In: Grünwald, U., O. Bens, H. Fischer, R.F. Hüttl, K. Kaiser & A. Knierim (eds.). *Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel*. Schweizerbart, Stuttgart, pp.: 148-170.
- Knaack, J. & S. Oldorff, 2006. Zur Ichthyofauna im Naturschutzgebiet Stechlin – Anforderungen an den Schutz der aquatischen Lebensräume und seiner Ichthyozönosen. In Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei IGB (ed.). *Integrierter Gewässerschutz für Binnengewässer: Maßnahmen zum nachhaltigen Umgang mit der Ressource Wasser*. 4. Stechlin-Forum. IGB, Neuglobsow, pp.: 87-96.
- Krausch, H. D., 1964. Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. *Limnologia* 2: 145-203.
- Lehtonen, H., 2000. Fish as components of lake ecosystems. In Heinonen, P., G. Ziglio & A. van der Beken (eds.). *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. John Wiley & Sons, Chichester, pp.: 131-142.
- Meijer, M.-L., M.V. de Haan, A.W. Brukelaar & H. Buiteveld, 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303-315.
- Oldorff, S., E. Kiel, V. Krautkrämer, K. van de Weyer, J. Mählmann, R. Köhler, J. Köhler, S. Bernhard, J. Bruinsma, T. Schiller, M. Eßer & T. Kirschey, 2014. Makrophytenkartierung in ausgewählten Seen Nordostdeutschlands. DGL *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013*, 172-177.
- Oldorff, S. & J. Pätzolt, 2010. Nährstoffbelastung des Großen Stechlinsees von 1945 bis 2009 – historische Daten, Bilanzierung und Neubewertung. In Kaiser, K., J. Libbra, B. Merz, O. Bens & R.F. Hüttl (eds.). *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland*. Trends, Ursachen, Lösungen. GFZ, Potsdam, pp.: 173-179
- Oldorff, S. & K. Vohland, 2009. Berücksichtigung des Klimawandels im Pflege- und Entwicklungsplan und der „NATURA 2000“-Managementplanung des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. In Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (ed.). *Ökologische Folgen des Klimawandels*. 5. Stechlin-Forum. IGB, Neuglobsow, pp.: 63-79.
- Prejs, A., 1984. Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Environmental Biology of Fishes* 10: 281-296.
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of shallow lakes*. Springer, Heidelberg.
- van de Weyer, K., J. Pätzolt, P. Tigges, C. Raape & S. Oldorff, 2009. Flächenbilanzierung submerser Pflanzenbestände – dargestellt am Beispiel des Großen Stechlinsees (Brandenburg) im Zeitraum 1962-2008. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 18 (4): 137-142.
- Online sources: [1] http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/3140_neu_b.pdf

Klaus SCHMIEDER*, Fionn MURPHY, Michael DIENST, Irene STRANG, Eva BOY, Mona SANNY, Magge JANKE, Markus ULMA, Jana HOHNER & Gunnar FRANKE

*Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart
klaus.schmieder@uni-hohenheim.de

Die Entwicklung der Characeen-Bestände des Bodensees als Spiegel der trophischen Veränderungen der vergangenen Jahrzehnte

Abstract

In the last four decades, Lake Constance underwent dramatic changes in the trophic state. A period of fast eutrophication in the 1960ies and 1970ies was followed by a period of oligotrophication to date reflected by the phosphorous concentrations in the lake water which are nowadays comparable to the situation in the beginning of the 19th century. In particular, charophyte species suffered from eutrophication, several species declined severely or got extinct. Despite a lot of charophyte species recovered from their decline in the 1970ties, only 10 of the 17 original species are present today. This indicates that the littoral ecosystem is still in transition and species distribution dynamics will go on in the next future.

Keywords: Charophytes, Lake Constance, oligotrophication, distribution, *Chara*, *Nitella*, *Tolypella*, *Nitellopsis*

1 Einleitung

Ziel dieses Beitrages ist es eine Übersicht über die im Bodensee aktuell vorkommenden Characeen-Arten und deren Verbreitungsentwicklung der letzten Jahrzehnte zu geben. Die Nomenklatur in diesem Beitrag richtet sich nach KRAUSE (1997).

Aktuelle systematische Untersuchungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensees werden im Zuge der Berichtspflichten der EU-Wasserrahmenrichtlinie entlang von 106 Transekten durchgeführt (BAUER et al. 2014) zuletzt in den Jahren 2013/2014 (SCHRANZ mündl. Mitt.). Die Daten letzterer standen den Autoren für die vorliegende Arbeit allerdings nicht zur Verfügung.

Die letzte detaillierte, seeumfassende Kartierung fand 1993 im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee statt (SCHMIEDER 1998). Die aktuellen Daten entstammen detaillierten Kartierungen, welche von der Arbeitsgemeinschaft Bodenseeufer (AGBU, <http://www.bodensee-ufer.de>) im Rahmen der Erstellung von Managementplänen für FFH-Gebiete nach der EU-Flora

Fauna Habitat Richtlinie und für das Amt für Umwelt des Kantons Thurgau durchgeführt wurden (DIENST & STRANG 2008, 2009, 2010). Ausgehend von diesen Arbeiten wurden in den vergangenen Jahren im Rahmen mehrerer Abschlussarbeiten weitere Uferabschnitte des Bodensees kartiert (BOY 2012, SANNY 2013, ULMA & HOHNER 2014, JANKE 2015, MURPHY 2016), so dass für die submersen Makrophyten relativ aktuelle, hoch aufgelöste Verbreitungsdaten vorliegen, welche die Veränderungen im Zuge der fortschreitenden Oligotrophierung des Bodensees dokumentieren.

2 Trophische Veränderungen des Bodensees in den vergangenen Jahrzehnten

Der Bodensee unterlag in den vergangenen Jahrzehnten markanten Veränderungen in der Trophie, welche sich in der Entwicklung der Phosphorkonzentrationen als Minimumfaktor der Primärproduktion eindrucksvoll widerspiegeln (Abb. 1). Einer Periode der Eutrophierung in den 1960er und 1970er Jahren folgte ab den 1980er Jahren eine Periode der Oligotrophierung, verbunden mit Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation (LANG 1973, 1981, SCHMIEDER 1998). Die Oligotrophierungsphase setzt sich bis heute fort, so dass die Makrophytenvegetation sowohl bezüglich der Artenzusammensetzung als auch der Verbreitung einzelner Arten deutliche Unterschiede zur Situation von 1993 zeigt.

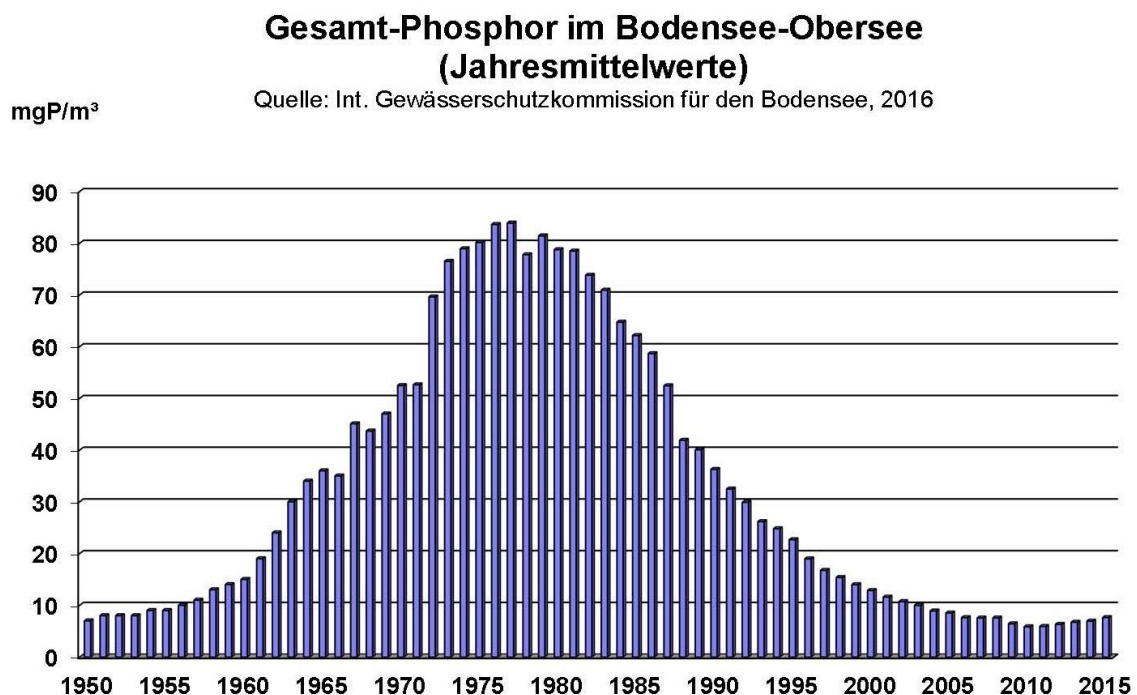


Abb. 1: Entwicklung der Phosphorkonzentration während der Durchmischungsphase im Bodensee von 1951-2001 (Quelle Int. Gewässerschutzkommission für den Bodensee).

3 Methoden

Die aktuellen Kartierungen wurden in verschiedenen Einzelarbeiten (MURPHY 2016, DIENST & STRANG 2008, 2009, 2010, BOY 2012, SANNY 2013, JANKE 2015, ULMA & HOHNER 2014, FRANKE 2013) über mehrere Jahre alle vom Boot aus mit Krauthaken durchgeführt. Die Lage der Stichproben wurde mit GPS dokumentiert. Die Abundanz der jeweils vorkommenden Arten wurde nach KOHLER (1978) in Feldprotokollen notiert. Die Daten wurden in libre office 5 (The Document Foundation, Berlin) digitalisiert und in Quantum GIS 2.8 (Free Software Foundation, Inc.) eingelesen. Die Punktdaten der aktuellen Kartierungen wurden mit den Flächendaten der Kartierungen von 1993, 1978 und 1967 verschnitten und so vergleichbare Punktdatensätze für alle Kartierungen erzeugt. Aus den Daten wurden für jede Art und Kartierungsjahrgang Punkt-Verbreitungskarten erstellt und diese in einer Karte zusammengestellt.

Für die zusammenfassende Darstellung der Verbreitungsentwicklung der einzelnen Arten wurden die Anzahl der Fundpunkte im jeweiligen Kartierungsjahr aufsummiert und in libre office 5 ein Balkendiagramm erstellt.

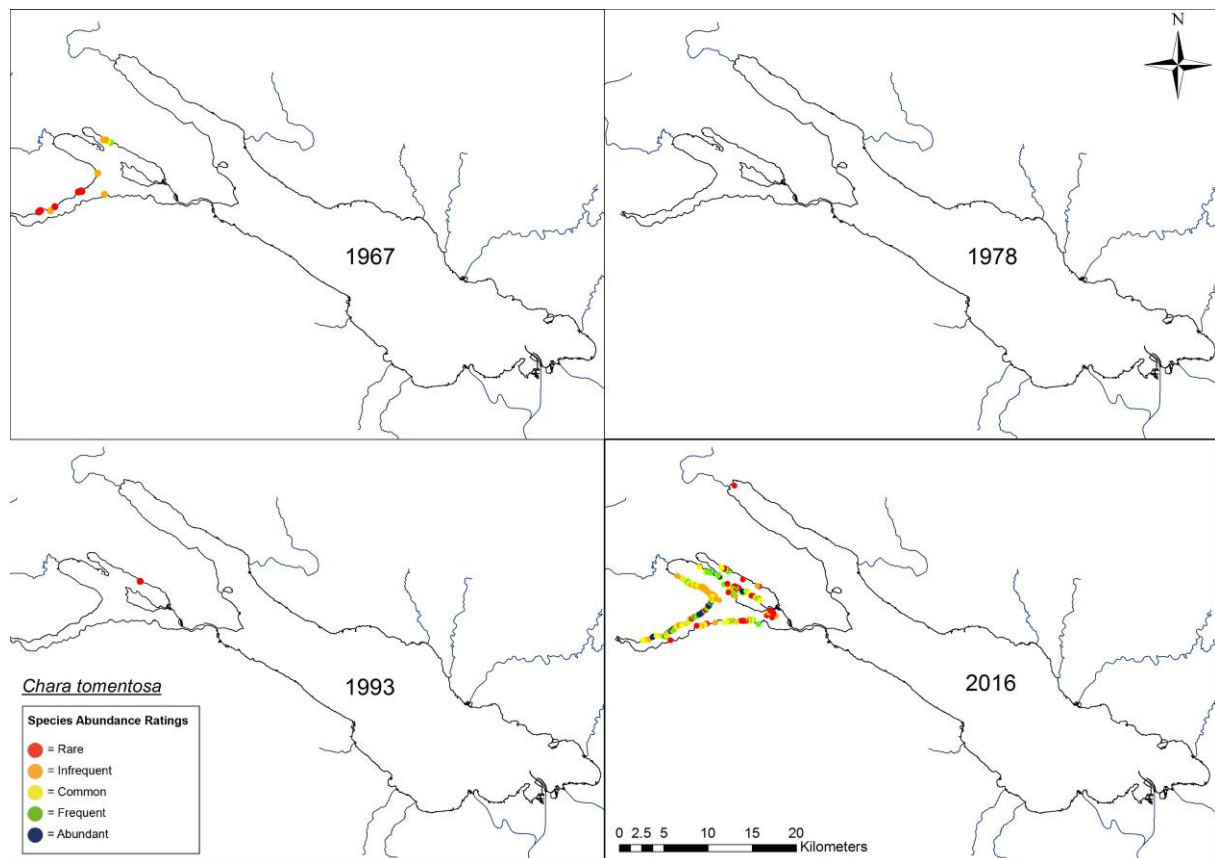


Abb. 2: Verbreitungsentwicklung von *C. tomentosa* in den vergangenen Jahrzehnten.

4 Verbreitungsentwicklung der einzelnen Arten in den letzten Jahrzehnten

Auf die historische Verbreitungsentwicklung der einzelnen Arten wurde bereits in SCHMIEDER (2004) eingegangen. Die langfristige Entwicklung der Wasserpflanzenbestände des Bodensee-Untersees wurde zudem in DIENST et al. (2012) beschrieben. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich daher auf die Darstellung der Verbreitung der aktuell vorhandenen Arten im Vergleich zu den seeumfassenden Bestandsaufnahmen 1967, 1978 und 1993 für welche digitale Daten in einem Geographischen Informationssystem zur Verfügung stehen.

4.1 *Chara tomentosa* L.

1993 konnte *C. tomentosa* nach 1967 erstmals wieder im Bodensee nachgewiesen werden (Abb. 2). Seither konnte sich die Art im Untersee kontinuierlich ausbreiten und besiedelt bis auf wenige Uferabschnitte im Markelfinger Winkel und der Hegnebucht sowie dem Mündungsgebiet der Radolfzeller Aach praktisch alle Uferbereiche. Sie ist mit *Ch. aspera*, *Ch. contraria* und *Ch. globularis* die häufigste Armlauchteralge im Untersee. Im Obersee wurde sie aktuell allerdings lediglich im Mündungsgebiet der Stockacher Aach nachgewiesen.

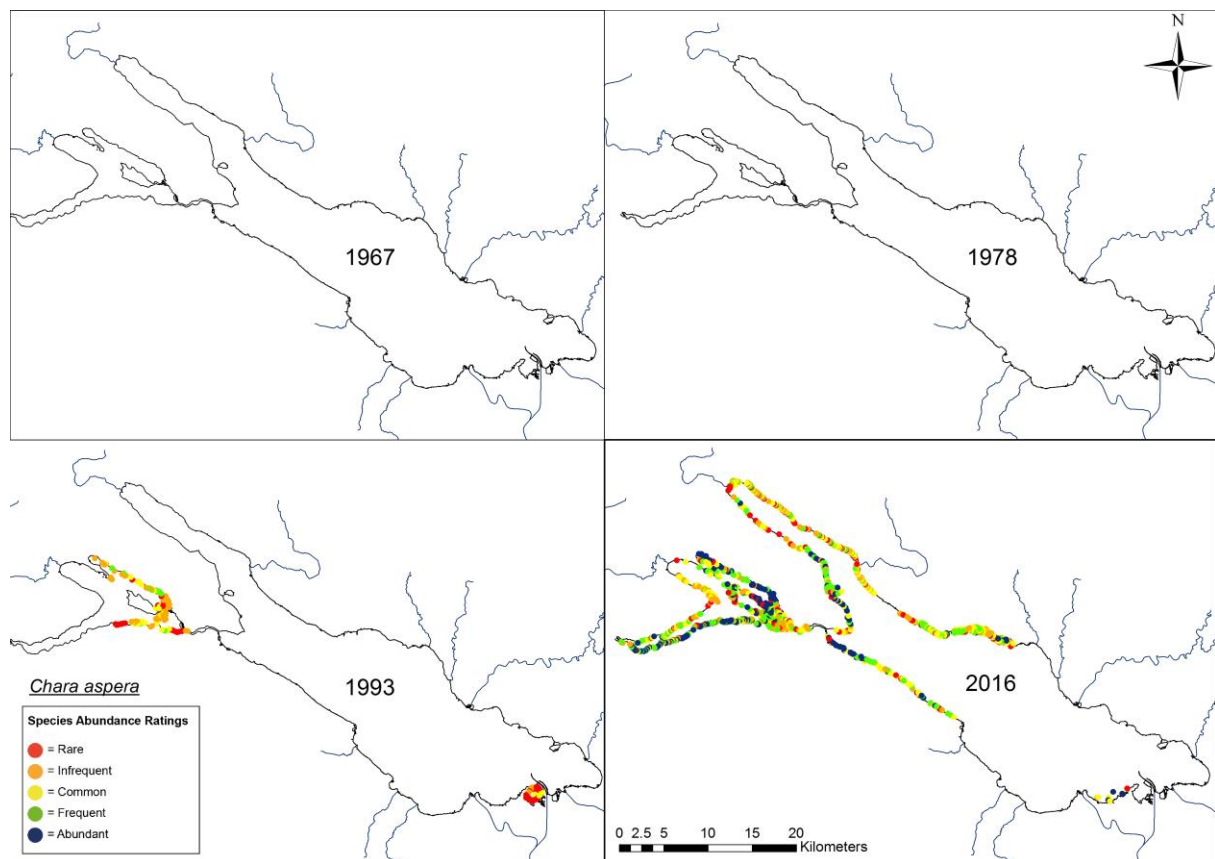


Abb. 3: Verbreitungsentwicklung von *C. aspera* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.2 *Chara aspera* Detharding ex Willdenow

Nach LANG (1967) hatte Anfang der 60er Jahre im westlichen Bodensee bereits *C. contraria* *C. aspera* als häufigste Armeleuchteralgenart abgelöst, er fand sie jedoch 1967 noch häufig im Ober- und Untersee. Bei den seeumfassenden Kartierungen von 1967 und 1978 (LANG 1973, 1981) wurde die Art allerdings mit *C. contraria* zusammengefasst, so dass für 1967 keine Verbreitungsdaten vorliegen (Abb. 3). Aufgrund der starken Eutrophierung zwischen 1967 und 1978 kann aber von einem kompletten Verschwinden von *C. aspera* im Bodensee ausgegangen werden. Bei Untersuchungen Ende der 1980er Jahre im Untersee und Überlinger See (SCHMIEDER 1991) konnte *C. aspera* nicht nachgewiesen werden. In der seeumfassenden Kartierung von 1993 (SCHMIEDER 1998) wurde *C. aspera* dann im Untersee vor allem im Gnadensee und im Ermatinger Becken wieder verbreitet angetroffen (Abb. 3). Im Obersee lag 1993 der Verbreitungsschwerpunkt von *C. aspera* in der Fussacher Bucht. Aktuell hat *C. aspera* praktisch den gesamten westlichen Bodensee besiedelt. Die Vorkommen im östlichen Bodensee in der Fussacher Bucht sind erloschen, allerdings konnte die Art nahe der Fussacher Bucht westlich des Rohrspitzes nachgewiesen werden.

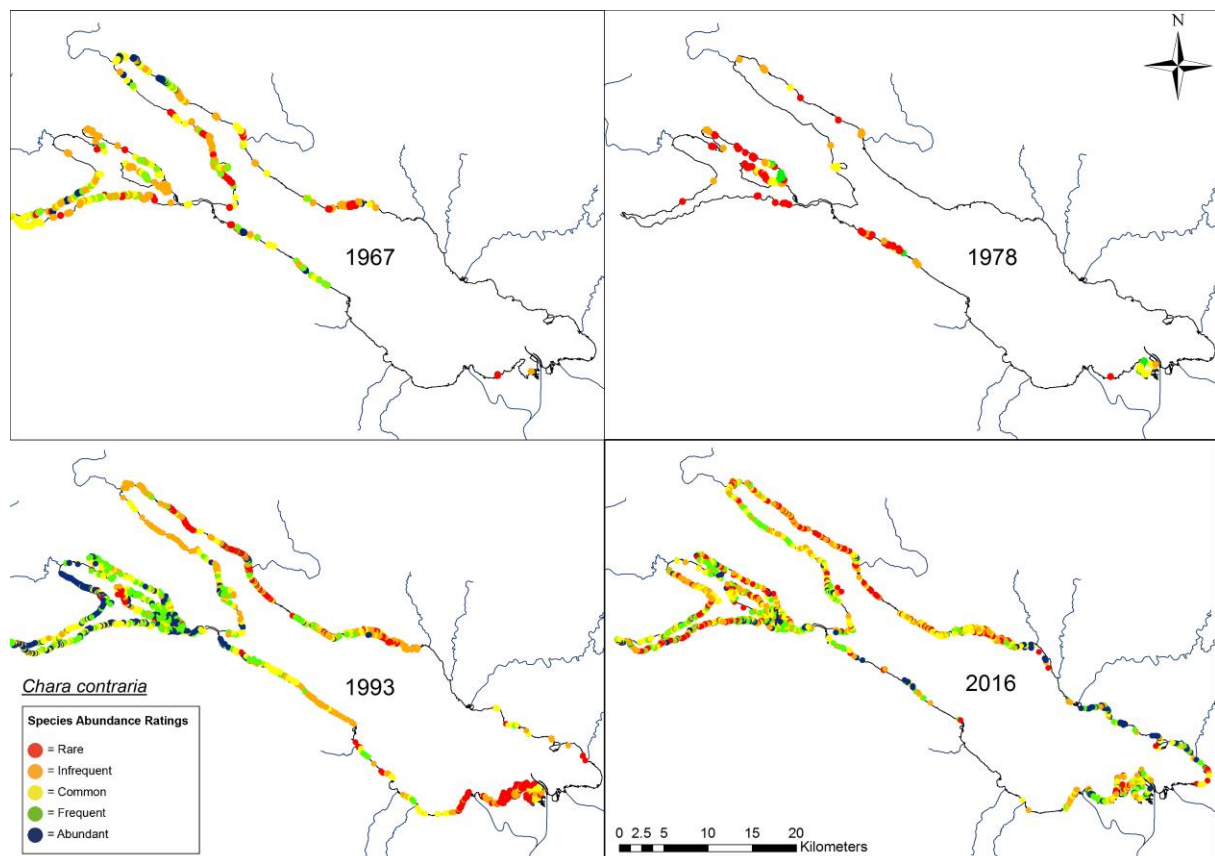


Abb. 4: Verbreitungsentwicklung von *C. contraria* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.3 *Chara contraria* A. Braun ex Kützing

1967 besiedelt *C. contraria* den gesamten westlichen Bodensee (Abb. 4), im östlichen Obersee fand sich die Art lediglich im Bereich der Fussacher Bucht. Nach (LANG 1967, 1973) ist sie die häufigste Armlauchteralge des Untersees. Bis 1978 erfolgte jedoch im Zuge der Eutrophierung ein starker Rückgang, lediglich im Gnadensee, am Südufer des Obersees und in der Fussacher Bucht gab es 1978 noch größere Bestände (LANG 1981). Im Jahr 1993 zählte *C. contraria* wieder zu den häufigsten Arten im Bodenseelitoral, wobei die Verbreitung einen deutlichen Schwerpunkt im Untersee erkennen lässt (SCHMIEDER 1998). Ein ähnliches Bild ergibt auch die aktuelle Verbreitung der Art. Teilweise konnten seit 1993 Verbreitungslücken geschlossen werden, wie z. B. in der Friedrichshafener und der Lindauer Bucht. Auffallende Verbreitungslücken zeigen sich aber am Südufer des Obersees, wo die Art nach 1993 offenbar wieder verschwand.

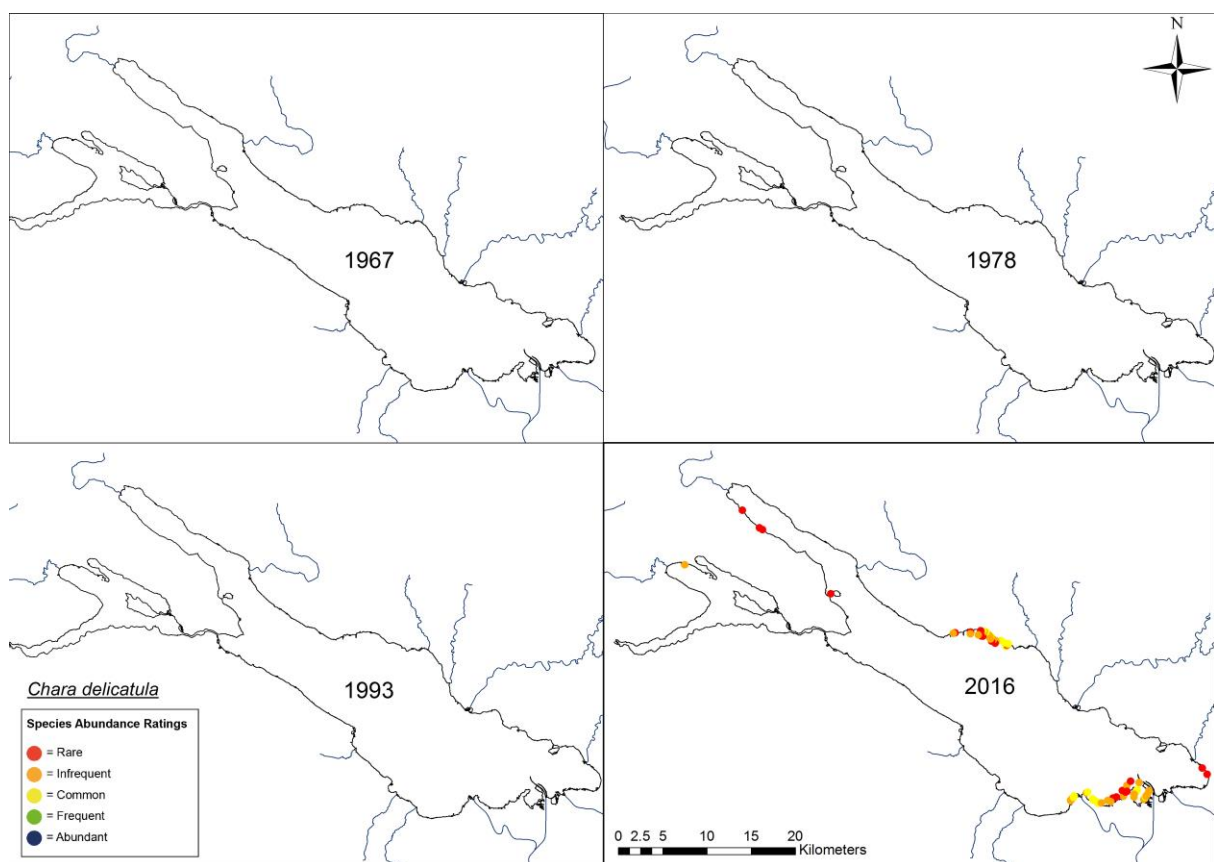


Abb. 5: Verbreitungsentwicklung von *C. delicatula* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.4 *Chara delicatula* Agardh

LANG (1973) fand die Art 1967 nicht und auch 1978 und 1993 wurde die Art nicht dokumentiert (Abb. 5). Dies kann aber an der großen Ähnlichkeit der Art mit *C. globularis* liegen. Erst in jüngerer Zeit wurde vermehrt auf diese Art geachtet und diese auch aktuell vor allem in der Friedrichshafener Bucht und im Bereich der Fussacher Bucht nachgewiesen. Ansonsten kommt die Art nur sporadisch vor, wo bei das Verbreitungsbild vermutlich nicht vollständig ist.

4.5 *Chara denudata* A. Braun

Diese meist rindenzellenlose Form der *C. contraria*, deren Artstatus umstritten ist (siehe JÄGER 2016), wurde in den Kartierungen von 1967 und 1978 nicht angegeben. 1993 hatte sie ihren Verbreitungsschwerpunkt am Nordufer des Zellersees und vor der Westspitze der Insel Reichenau (Abb. 6). Im Obersee fand sich ein kleines Zentrum vor Fischbach. Die Varietät verschwand nach 1993 weitgehend wieder und konnte aktuell nur in einem Vorkommen am äußersten Ostufer nachgewiesen werden.

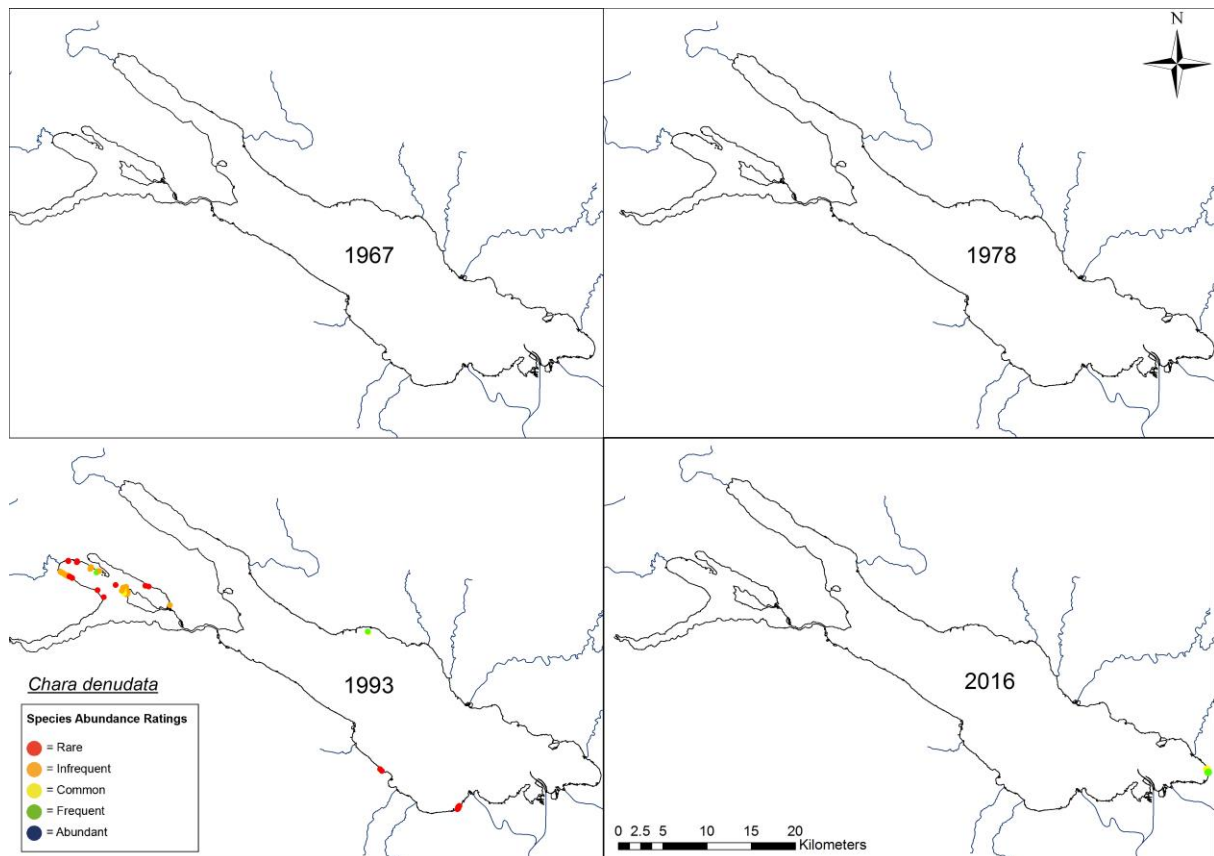


Abb. 6: Verbreitungsentwicklung von *C. denudata* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.6 *Chara globularis* Thuillier

C. globularis wurde in den seeumfassenden Kartierungen von 1967 und 1978 nicht gesondert berücksichtigt. LANG (1967, 1973) gibt als einzigen Fundnachweis den Bereich des Fährnhorns am Südufer der Insel Reichenau an. 1993 trat die zerbrechliche Armleuchteralge häufig vor allem im Untersee und meist zusammen mit *C. contraria* auf (Abb. 7). Im Obersee trat die Art vor allem am Südufer und zwischen Neuer und Alter Rheinmündung sowie im Überlinger See auf und zählte mit *C. contraria* zu den häufigsten Armleuchteralgen. Dies trifft auch für die aktuelle Verbreitung zu. Lediglich im Bereich der Friedrichshafener Bucht sowie am Südufer des Obersees sind Verbreitungslücken zu erkennen.

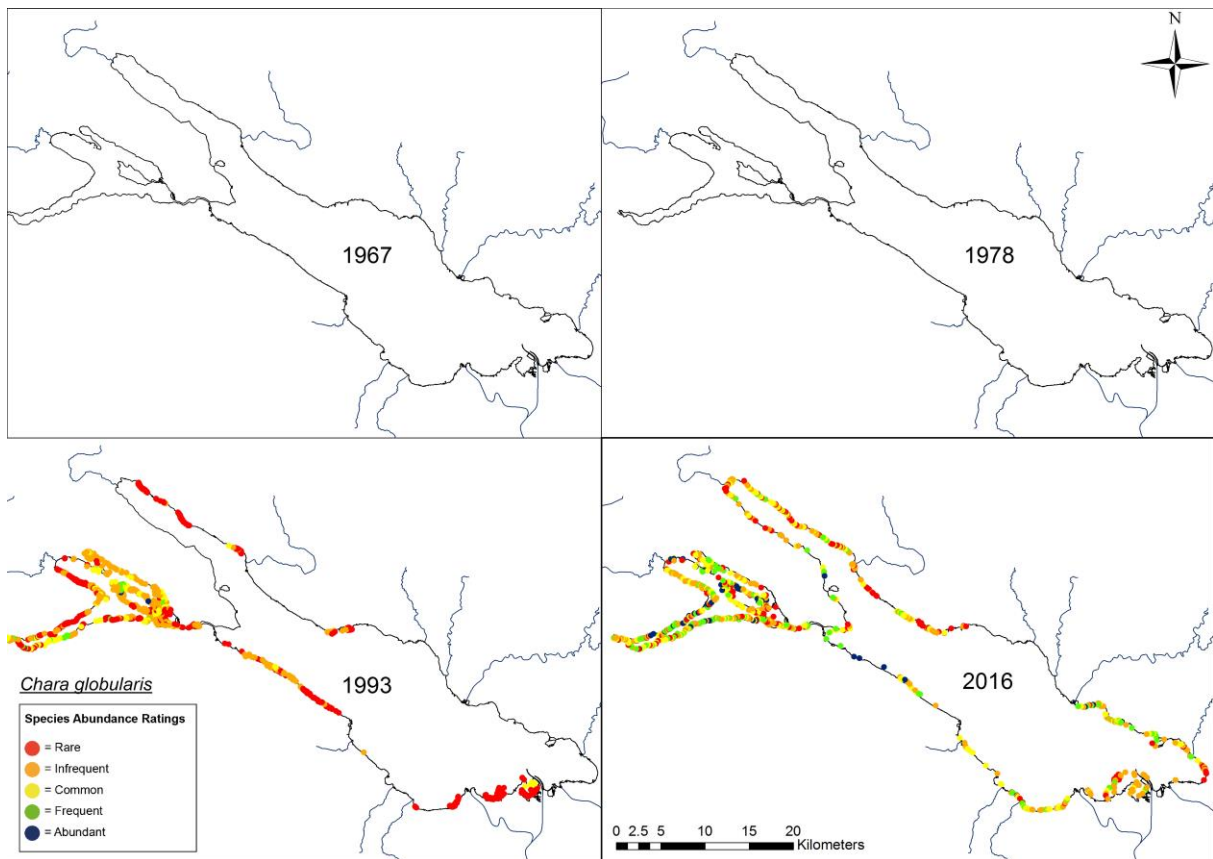


Abb. 7: Verbreitungsentwicklung von *C. globularis* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.7 *Nitella mucronata* (A. Braun) Miquel 1840

Nitella mucronata wurde für den Bodensee 1993 (SCHMIEDER 1997) erstmals dokumentiert. Die drei 1993 festgestellten Vorkommen lagen ausschließlich in Häfen des Obersees, dem alten Hafen von Horn am Südufer sowie im Hafen von Langenargen und im westlichen Teil des Yachthafens (Baggerloch) von Langenargen. Aktuell konnte die Art lediglich im Bereich der Alpenrhein-Mündung nachgewiesen werden.

4.8 *Nitella opaca* (Bruzellius) Agardh

N. opaca konnte 2009 im Rahmen einer FFH-Kartierung nach 1911 (BAUMANN 1911) erstmals wieder im Bodensee nachgewiesen werden (DIENST & STRANG 2009). Aktuelle Vorkommen befinden sich im Untersee im Markelfinger Winkel des Gnadensees und dem Ermatinger Becken, im Obersee trat die Art im Konstanzer Trichter und im Überlinger See auf (Abb. 8).

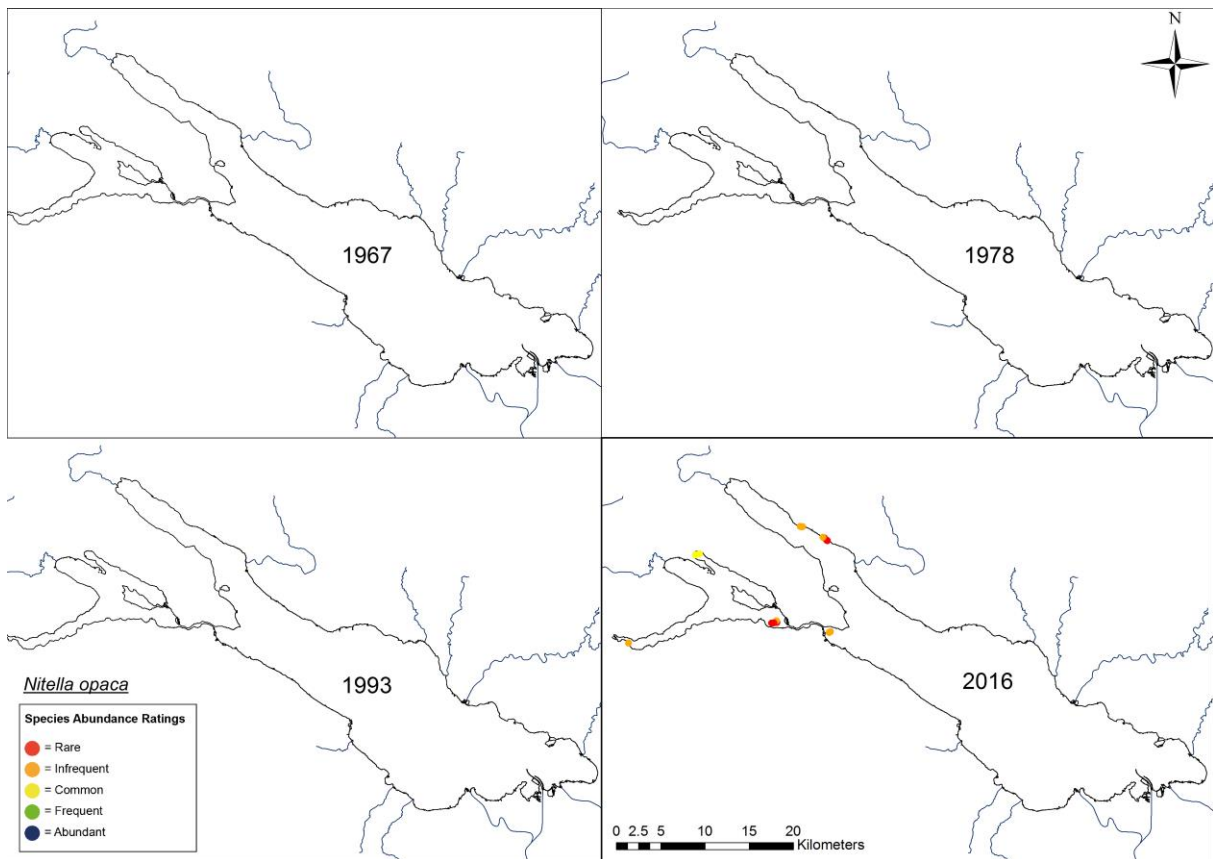


Abb. 8: Verbreitungsentwicklung von *N. opaca* in den vergangenen Jahrzehnten.

4.9 *Tolypella glomerata* (Desvaux in Loiseleur-Deslongchamps) Leonhardi

Im Sommer 2001 wurde *T. glomerata* erstmals nach 1911 in einem dichten Bestand von *C. contraria* im Ermatinger Becken wiederentdeckt (DIENST & SCHMIEDER 2003). Eine weitere Fundmeldung ergab sich 2004 im Strandbad Triboltingen. Aktuelle Fundorte liegen vor allem im Ermatinger Becken sowie dem Mündungsgebiet der Seefelder Aach (Abb. 10).

4.10 *Nitellopsis obtusa* (Desvaux in Loiseleur-Deslongchamps) J. Groves

N. obtusa hat sich in den vergangenen Jahrzehnten ungeachtet der trophischen Veränderungen stetig ausgebreitet. Aktuell fehlt sie nur im Überlinger See sowie in der Friedrichshafener Bucht (Abb. 9). Das 1993 dokumentierte Massenvorkommen in der Fussacher Bucht konnte aktuell bestätigt werden. *N. obtusa* zählt damit zu den vier häufigsten Armelechteralgen des Bodensees.

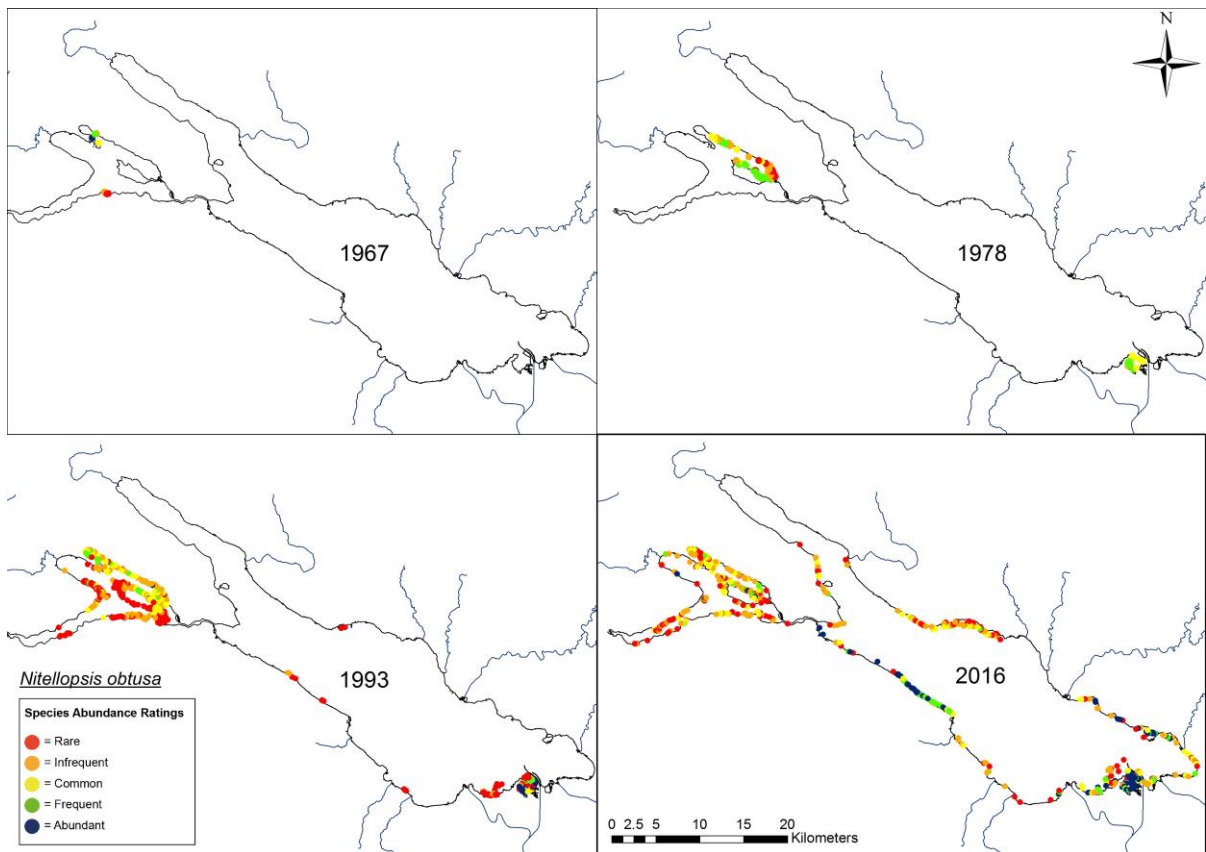


Abb. 9: Verbreitungsentwicklung von *N. obtusa* in den vergangenen Jahrzehnten.

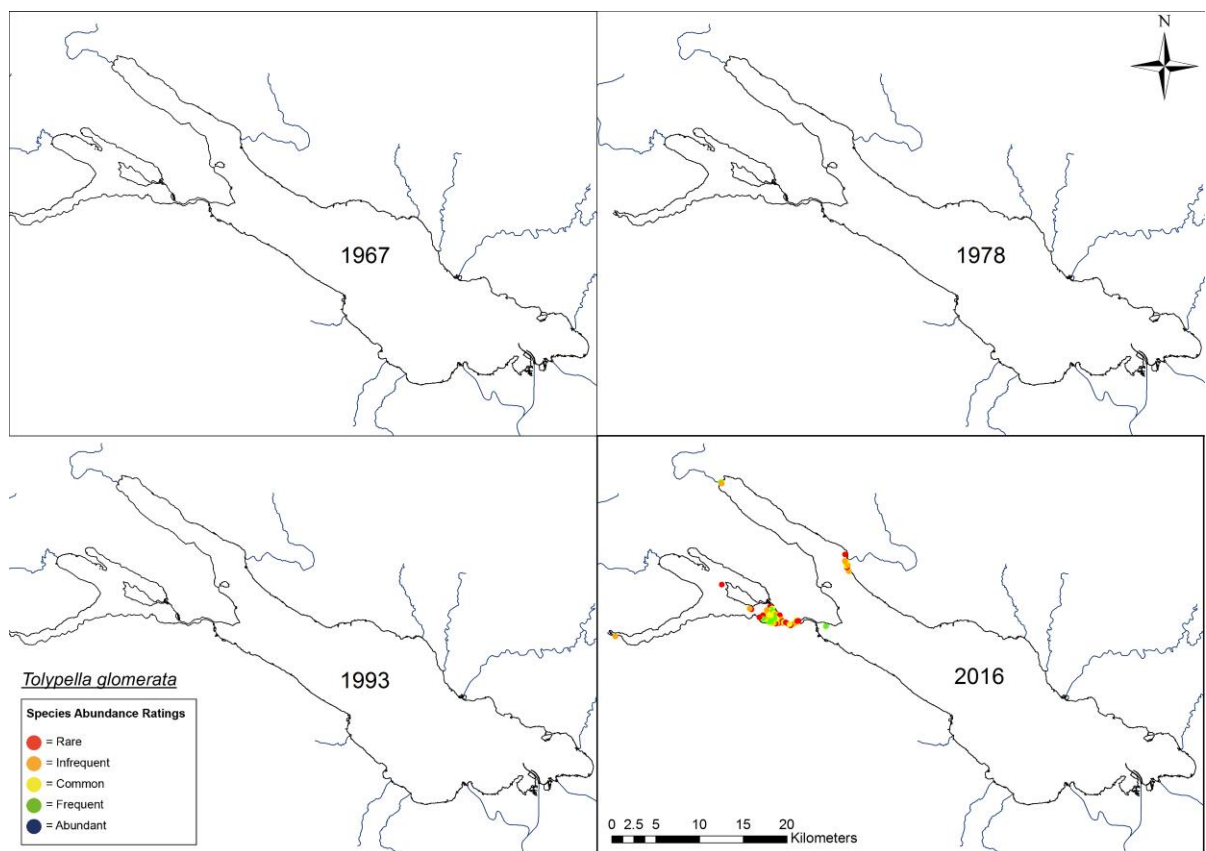


Abb. 10: Verbreitungsentwicklung von *T. glomerata* in den vergangenen Jahrzehnten.

5 Veränderungen der Häufigkeit in den vergangenen Jahrzehnten

Der Vergleich der Anzahl der Fundpunkte in Abb. 11 zeigt zusammenfassend noch einmal deutlich die massiven Veränderungen der Verbreitung der Armelechterminalenvegetation im Bodenseelitoral insgesamt, aber auch die quantitativen Veränderungen in der Verbreitung der einzelnen Arten. Bereits 1967 waren bis auf *C. contraria* alle Armelechterminalen nur noch sporadisch im See vorhanden. Im Vergleich zu 1978, als die Characeen im Bodensee infolge der rasanten Eutrophierung kurz vor der Ausrottung standen, war bereits 1993 infolge der Oligotrophierungstendenzen wieder eine starke Ausbreitung zu erkennen, welche sich bis 2016 mit Verschiebungen in der Dominanz der einzelnen Arten fortsetzt. *C. contraria* stellt nach wie vor die häufigste Art im Bodensee dar. Allerdings hat sich *C. aspera* zu Lasten dieser deutlich ausgebreitet und *C. globularis* vom zweiten Platz verdrängt. *N. obtusa* weitete ihr Verbreitungsgebiet bereits seit 1967 im Bodensee stetig aus und stellt heute die vierthäufigste Art dar. Aktuell bilden die Characeen die dominierende Vegetation des Litorals im Bodensee, man kann also wieder von einem oligotrophen Characeen-See sprechen.

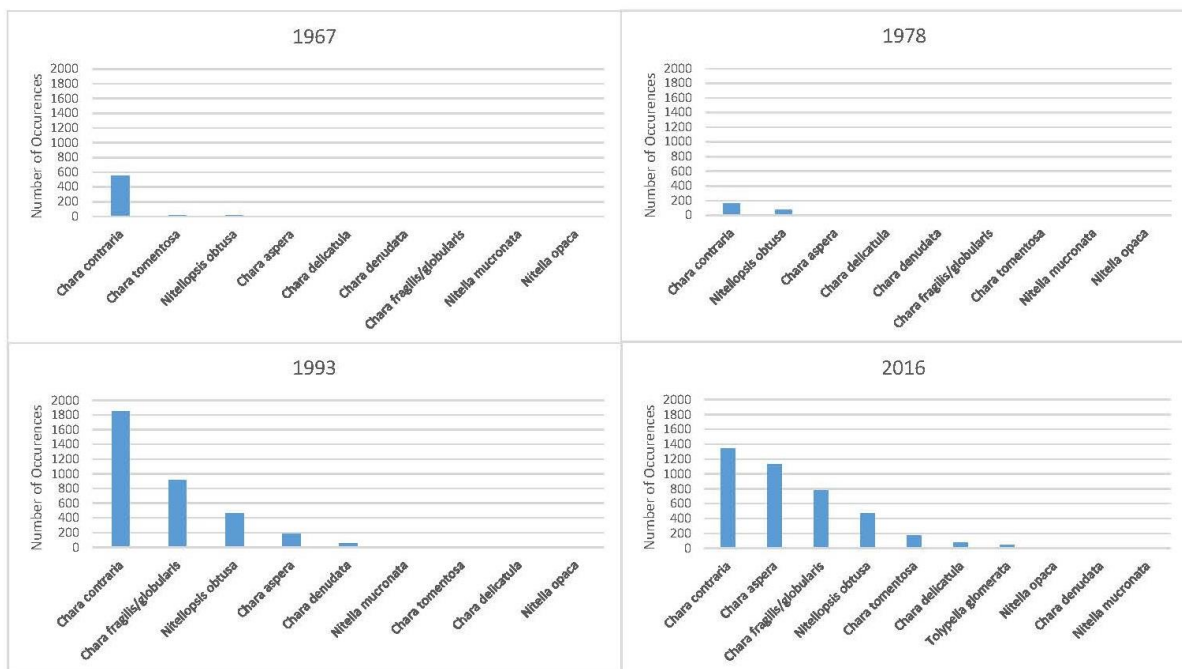


Abb. 11: Verbreitungsentwicklung der Armelechterminalen in den vergangenen Jahrzehnten. Die Anzahl der Fundpunkte (Number of occurrences) des jeweiligen Kartierungsjahres wurde durch räumliche Überlagerung der Datenpunkte von 2016 mit den Verbreitungskarten der Arten in den früheren Jahren ermittelt.

6 Diskussion

Die Characeen haben im Bodensee in den letzten Jahren eine Renaissance erlebt, nachdem sie im Zeitabschnitt der höchsten Trophie Ende der 1970er Jahre fast verschwunden waren. Die Absenkung der Phosphoreinträge auf das Niveau zu Beginn des 20sten Jahrhunderts trug dabei entscheidend zur Verbesserung der

Lebensbedingungen der Characeen bei. Von den zu Beginn des 20sten Jahrhundert nachgewiesenen 17 Arten (SCHRÖTER & KIRCHNER 1902; BAUMANN 1911; GEIßBÜHLER 1938) sind allerdings erst zehn wieder im Bodensee heimisch (vgl. auch DIENST et al. 2012). Seit der letzten seeumfassenden Kartierung 1993 (SCHMIEDER 1998) wurden zwei Arten wieder entdeckt *T. glomerata* (DIENST & SCHMIEDER 2003) und *N. opaca* (DIENST & STRANG 2009). Die Wiederfunde verschollener Arten in den letzten Jahren waren meist Zufallsfunde im Rahmen anderer Arbeiten, deren Untersuchungsgebiete sich nicht über längere Uferbereiche erstreckten. In der vorliegenden Arbeit wurden diese zusammengetragen und durch Abschlussarbeiten der Universität Hohenheim ergänzt, so dass im Vergleich zu den im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführten Erhebungen (BAUER et al. 2014) ein detaillierteres Bild der Verbreitung der einzelnen Arten vorliegt.

Ob die bereits erfolgte Erwärmung des Bodensees im Zuge des Klimawandels (GÜDE & STRAILE 2016) für die Armelechteralgen eine Rolle spielt ist fraglich; bei der aktuellen Ausbreitung von *Najas intermedia* und *Najas marina* (JANKE 2015, MURPHY 2016) liegt dies jedoch als Ursache nahe.

Auffallend im Vergleich zu den Kartierungen von 1993 (SCHMIEDER 1998) und auch von 2006-2010 (BAUER et al. 2014) ist die offensichtliche Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Armelechteralgen am südöstlichen Bodenseeufer zwischen Romanshorn und Rohrspitz (JANKE 2015), während sich diese in der Friedrichshafener Bucht offensichtlich deutlich verbesserten (DIENST & STRANG 2008, MURPHY 2016).

Durch die starke Ausbreitung der Armelechteralgen stehen für einige winterrastende Wasservogelarten wieder bedeutende Nahrungsressourcen am Bodensee zur Verfügung (vgl. SZIJJ 1965; SCHMIEDER et al. 2006). Vor allem die winterrastenden Kolbenentenbestände haben sich durch die Erholung der Characeen-Bestände seit 1990 wieder massiv vermehrt (KREBS 2006).

Die aktuellen Kartierungen wurden im Gegensatz zu den früheren, luftbildgestützten Kartierungen als Punktstichproben mit GPS-Registrierung des Fundortes durchgeführt. Die Erstellung der abgebildeten Punktverbreitungskarten erfolgte durch Verschneidung der Punktdaten der aktuellen Kartierungen mit den Flächendaten der Kartierungen von 1993, 1978 und 1967. Teilweise gingen hierdurch Daten der älteren Kartierungen verloren, wenn aktuelle Stichproben nicht über Bestandsflächen der früheren Kartierungen zu liegen kamen. Dies gilt vor allem für Häfen, welche nicht in allen Einzelarbeiten berücksichtigt wurden.

Literatur

- Bauer, F., R. Harlacher, M. Huber, C. Schranz & D. Stelzer, 2014. Submerse Makrophyten des Bodensees – Kartierung in den Jahren 2006-2010. Ber. Int Gewässerschutzkomm. Bodensee (IGKB) 58: 153 S.
- Baumann, E., 1911. Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Arch. Hydrobiol., Suppl. 1: 469 S., Stuttgart.
- Boy, E., 2012. Die submerse Makrophytenvegetation an Uferabschnitten des Bodensee - Untersees Vegetation und Standortdynamik. MSc-Arbeit, Universität Hohenheim: 223 S.
- Dienst, M. & K. Schmieder, 2003. Wiederfund von *Tolypella glomerata* (Characeae) im Bodensee-Untersee. Berichte der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland 2: 114-116.
- Dienst, M. & I. Strang, 2008. Kartierung der Unterwasservegetation im FFH-Gebiet „Bodenseeufer westlich Friedrichshafen“ Rohdaten.

- Dienst, M. & I. Strang, 2009. Kartierung der Unterwasservegetation im FFH-Gebiet „Bodanrück“ Rohdaten.
- Dienst, M. & I. Strang, 2010. Die Unterwasservegetation am Thurgauer Ufer des Bodensee-Untersees (inkl. Seerhein) 2010. Bericht Amt für Umwelt des Kantons Thurgau: 73 S. (http://www.bodensee-ufer.de/___Botanik/Wasservegetation/wasservegetation.html).
- Dienst, M., I. Strang & K. Schmieder, 2012. Die Wasserpflanzen des Bodensee-Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. Mitt. Thurg. Naturf. Ges. 66: 111-153.
- Geißbühler, J., 1938. Beiträge zur Kenntnis der Uferbiozönosen des Bodensees. Mitt. Thurg. Naturf. Ges. 31: 3-38.
- Güde, H. & D. Straile, 2016. Bodensee – Ökologie und anthropogene Belastungen eines Tiefen Voralpensees. Limnologie aktuell 15: 271 S.
- Jaeger, D., 2016. Taxa incerta sedis: Chara dissoluta. In AG Characeen Deutschlands (Hrsg.), Die Armeuchteralgen Deutschlands. Springer, Berlin: 538-548.
- Janke, M., 2015. Mapping of submerged macrophytes of Lake Constance from Romanshorn, CH to Bregenz, AT. MSc-Arbeit Universität Hohenheim: 78 S.
- Kohler, A., 1978. Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 18: 202 S.
- Krebs, A., 2006. Die Saisoniers vom Bodensee. http://www.natuerlich-online.ch/fileadmin/Natuerlich/Archiv/2006/12-06/12_46-51_kolbenente.pdf.
- Lang, G., 1967. Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32 (4): 437-574.
- Lang, G., 1973. Die Makrophyten in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Ber. Internat. Gewässerschutzkomm. Bodensee (IGKB) 12: 67 S.
- Lang, G., 1981. Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee (IGKB) 26: 64 S.
- Sanny, M.L., 2013. Kartierung der submersen Makrophytenvegetation eines Uferabschnitts am Bodensee-Untersee im Hinblick auf einen langjährigen Vergleich. BSc-Arbeit Universität Hohenheim: 92 S.
- Schmieder, K., 1991. Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensee-Untersees als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. Bericht Institut für Seenforschung Langenargen, unveröff. 155 S.
- Schmieder, K., 1998. Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee (IGKB) Nr. 46: 171 S.
- Schmieder, K., 2004. Die Characeen des Bodensees. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 13: 179-194.
- Schmieder, K., S. Werner & H.-G. Bauer, 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. Aquat. Bot. 84: 245–250.
- Schröter, C. & O. Kirchner, 1902. Die Vegetation des Bodensees. Schr. Ver. Gesch. Bodensee 31: 1-86 (Beilagen).
- Sziji, J., 1965. Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln (Anatidae) des Ermatinger Beckens (Bodensee). Die Vogelwarte 23 (1): 24-71.
- Ulma, M. & J. Hohner, 2014. Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 2014 im Vergleich mit 1993, 1978 und 1967. MSc-Arbeit Universität Hohenheim: 144 S.

Silke OLDORFF*, Volker KRAUTKRÄMER, Levke HENNINGSSEN, Rüdiger MAUERSBERGER, Heike WIEDENHÖFT, Tom KIRSCHHEY, Norbert BUKOWSKY, Nadine BAADKE, Ralf BECKER, Sebastian BERNHARD, Alfred BIER, Irmgard BLINDOW, John BRUINSMA, Christian BREITHAAPT, Wolfgang DIEWALD, Michael DILGNER, Angela DOEGE, Thomas FRANKE, Marcus FROHME, Thomas GREGOR, Ulrike HAMANN, Anja HOLZHAUSEN, Christian JORDAN, Timm KABUS, Egbert KORTE, Sebastian MEIS, Friederike MÖBIUS, Petra NOWAK, Frank PÄZOLT, Robert PUDWILL, Lothar RATAI, Hendrik SCHUBERT, Matthias TEPPKE, Klaus VAN DE WEYER, Arno WATERSTRAAT, Ines WIEHLE

*Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicke
Silke.Oldorff@LfU.Brandenburg.de

Exkursionsergebnisse des 12. Treffens des Arbeitskreises Characeen Deutschlands in Nordost-Brandenburg

Keywords: submerse Makrophyten, Characeenrückgang, FFH-Erhaltungszustand, Brandenburg

1 Einleitung

Das 12. Treffen des Arbeitskreises Characeen Deutschlands fand im Zeitraum 02.-05.07.2015 im nordöstlichen Brandenburg mit Schwerpunkt in der Uckermark statt. An den Exkursionen nahmen 38 Teilnehmer, darunter 19 „submerse Botaniker“ (Taucher) teil. Exkursionen erfolgten nicht nur im unmittelbaren Umfeld des Tagungsortes, sondern auch zu zwei Seen im Naturpark Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern. Die Teams teilten sich in Tauch- und Feldexkursionen auf. Angesichts des sprichwörtlichen Reichtums der Uckermark an wassergefüllten Hohlformen in der Landschaft war im Vorfeld von einer reichen Palette von Characeengewässern ausgegangen worden. Leider verliefen die Feldexkursionen in den Nordwesten der Uckermark und zu den Kleingewässern in der Feldmark aufgrund des witterungsbedingten Wassermangels eher ernüchternd. Auch waren im Vorfeld umfangreiche Recherchen erforderlich, um Seen für die Tauchexkursionen zu ermitteln, da sich die Datenlage als überraschend bescheiden darstellte. Über die meisten Gewässer der Uckermark fehlen Daten zur Characeenbesiedlung in der zurückliegenden Dekade. Einige potentiell geeignete Seen durften aufgrund von Verboten von Schutzgebietsverordnungen nicht untersucht werden, andere waren aus anderen Gründen nicht zugänglich. Bereits die Voruntersuchungen waren ernüchternd. Der überwiegende Teil der historisch mit reichen Grundrasen ausgestatteten Seen hatte kaum oder gar keine Characeen mehr (vgl. 4.1). Die Auswahl der Exkursionsgebiete erfolgte aufgrund von Empfehlungen, vorliegender Pflege- und Entwicklungs- sowie FFH-Managementpläne sowie Daten des Landesamtes für Umwelt (LfU Ö4). Da die Anzahl der Untersuchungsgewässer während der Tagung begrenzt war und aktueller Status und Erreichbarkeit der

Gewässer verifiziert werden mussten, war eine Vorexkursion erforderlich. Die Zugänglichkeit der einzelnen Seen wurde mit den Oberförstereien Reiersdorf und Steinförde als zuständigen Unteren Forstbehörden abgestimmt.

2 Untersuchungsgebiete

Der Naturraum, der bei den Exkursionen im Vordergrund stand, ist die Uckermark. Die Uckermark ist eine eiszeitlich geprägte Grund- und Endmoränenlandschaft, die einen außergewöhnlichen Seenreichtum besitzt. Diese Landschaft wurde von kaltzeitlichen skandinavischen Gletschern während der Weichseleiszeit geformt. Die Uckermark selbst ist eine historische Kulturlandschaft Nordostdeutschlands und ein Zentrum der frühen menschlichen Siedlungsgeschichte. Sie liegt heute in den Landkreisen Uckermark, Oberhavel und Barnim sowie zu kleinen Teilen in Mecklenburg-Vorpommern. Als Geburtsdokument der Uckermark gilt der Vertrag von Landin aus dem Jahr 1250; er bezeichnet aber lediglich den Übergang der Herrschaft über das gesamte Uckerland von den Herzögen von Pommern auf die Markgrafen von Brandenburg.



Abb. 1: Treffen der Teilnehmer auf dem Marktplatz in Lychen und Begrüßung durch den Leiter des Naturparks Uckermärkische Seen, Roland Resch (Foto: van de Weyer).

Aus logistischen Gründen erstreckte sich das Exkursionsgebiet auf die Naturparke Stechlin-Ruppiner Land, Uckermärkische Seen, Feldberger Seenlandschaft, Barnim und das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin.

3 Material und Methoden

Die Begutachtung der Gewässer wurde so organisiert, dass am 03.07.2016 zwei Gruppen und am 04.07.2016 vier Gruppen gebildet wurden. Diese teilten sich in Feld- und Tauchexkursionen ein. Die Feldexkursionen untersuchten dabei sowohl vom Ufer, mit Wathosen und/oder einem Wurfrechen sowie vom Boot aus. Es wurden Artenlisten angefertigt. Bei den Tauchexkursionen wurden die submersen Makrophytenbesiedlung nach der Methode des Naturschutztauchens (vgl. SACHTELEBEN & BEHRENS 2010; ARENDT et al. 2011) kartiert und bewertet.

Nach der Methode des Naturschutztauchens, welche zur Einschätzung des Erhaltungszustandes der Standgewässer-Lebensraumtypen des Anhangs I der EU-Richtlinie 92/43/EWG (= Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie) genutzt wird, ergibt sich für jede Größe und Beckengestalt eine unterschiedlich große Anzahl zu betauchender Gewässerabschnitte, um eine Einschätzung des Erhaltungszustandes des jeweiligen Sees vornehmen zu können. Wird diese Mindestanzahl nicht erreicht, können die Ergebnisse aber zumindest Hinweise liefern (vgl. OLDORFF et al. 2014).

Folgende, während der Tauchgänge erhobene Parameter gehen in die Bewertung ein:

- Vorhandensein und Vollständigkeit lebensraumtypischer Habitatstrukturen
- Arteninventar gesamt (Artenzahl)
- Untere Makrophytengrenze (UMG) - (Normenausschuss Wasserwesen im DIN 2007), wobei Pflanzenbestandsgrenzen für die UMG gewählt wurden
- Deckungsgrade je Art und Tiefenverbreitung der Arten
- erkennbare Beeinträchtigungen und Störungen

Für jeden betauchten Gewässerabschnitt erfolgt die Erfassung und Bewertung dieser Kriterien nach dem offiziellen, vom BfN angewandten Bewertungsschema für den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH; Institut für Landschaftsökologie 2010) durchgeführt.

Die Daten wurden vor Ort notiert. Bei unklaren bzw. interessanten Arten wurden Proben entnommen, die später im Quartier nachbestimmt und herbarisiert wurden.

4 Ergebnisse

4.1 Vorexkursion (Leitung: Silke Oldorff)

Bei der Vorexkursion am 01.07.2015 wurden folgende Seen vom Ufer aus mit einem Krautanker bzw. visuell betrachtet bzw. es wurde geschnorchelt. Die Häufigkeiten der Arten wurden in Prozent in Klammern angegeben:

Burgwaller Stich: *Chara vulgaris* (1-5%), *Chara contraria* (1-5%), *Chara globularis* (1-5%), *Najas marina* (1-5%), *Potamogeton lucens* (6-25%), *Ceratophyllum demersum* (1-5%), *Myriophyllum spicatum* (6-25%), *Potamogeton crispus* (1-5%),

Großer Gollinsee: Reste von *Chara tomentosa* (<1%) im Flachwasserbereich, einzelne Pflanzen von *Najas marina* (1-5%),

Großer Dreisee: *Nuphar lutea* (1-5%), *Potamogeton natans* (<1%),

Groß Vätersee: keine Wasserpflanzen,

Großer Kastavensee: *Chara globularis* (<1%) im Spülsaum, *Chara tomentosa* (<1%) im Flachwasserbereich,

Kolbitzer Mühle: kein Zugang,

Wuckersee: Characeen (<1%) im Spülsaum (Abb. 1),

Oberuckersee, Unteruckersee, Werbelinsee: vgl. Tauchkartierung Tabelle 1.

4.2 Feldexkursionen

Kleingewässer Untermühle Rheinsberg am 02.07.2015 (Leitung: Silke Oldorff)

Am Vorabend trafen sich die Teilnehmer an der Tauchbasis in Neuglobsow am Großen Stechlinsee. Einige Teilnehmer nutzten die Möglichkeit, Kleingewässer in der Kiesgrube Untermühle bei Rheinsberg zu besichtigen. Das Gelände wird seit Jahren durch den NABU sowie seit 2015 zusätzlich durch Schäfer Brehe gepflegt. Dort wurden folgende Arten festgestellt:

Alisma subcordatum

Chara globularis

Chara contraria

Chara papilosa

Equisetum palustre

Iris pseudacorus

Lemna trisulca

Nitella syncarpa

Potamogeton alpinus

Potamogeton natans

Utriculata minor

Oberpfuhlsee und –moor, Schreibermühle und Krüselinsee 03.07.2015 (Leitung: Rüdiger Mauersberger)

Die Exkursion begann am Westufer des Oberpfuhlsees in Lychen im Naturpark Uckermärkische Seen auf dem Floß der Firma Treibholz, mit dem der See ostwärts überquert wurde, um das Oberpfuhlmoor zu erreichen. Dieses recht große, teilweise wiedervernässte Kalkflachmoor wurde durchwandert und dabei die submerse Vegetation der Schlenken und vor allem von fünf, bis zu 1.000 m² großen, ca. 10 Jahre alten Torfstichen zu untersuchen, die entstanden waren, um Material für den Grabenverschluss im Rahmen der Moorrevitalisierung zu gewinnen.

Bei der Rückfahrt wurde auf dem Floß Mittag gegessen und danach die Exkursion nordöstlich von Lychen im Raum Schreibermühle fortgesetzt. Dort wurden die Laggbereiche zweier kleiner, wiedervernässter Verlandungsmoore sowie die Südbucht des Krummen Sees untersucht.

Krüselinsee, Standort Mühle

Der letzte Exkursionspunkt war die Südbucht des Krüselinsees östlich von Mechow, wo Characeen und andere Wasserpflanzen sowohl von der Kaffeeterrasse, als auch schwimmend oder vom Ruderboot aus beobachtet werden konnten:

Potamogeton friesii

Persicaria amphibia

Potamogeton x salicifolius (Hybrid aus *P. lucens* und *P. perfoliatus* mit „viertel“-Stängel umfassenden Blättern, nicht gestielt, keine richtige *P. lucens*-Spitze, langes Nebenblatt)

Potamogeton perfoliatus

Nuphar lutea

Stratiotes aloides

Elodea canadensis

Utricularia vulgaris

Myriophyllum spicatum

Ceratophyllum demersum

Ranunculus circinatus

Potamogeton pectinatus

Chara filiformis

Nitellopsis obtusa

Chara tomentosa

Chara subspinosa

Chara globularis

Chara virgata

Bemerkungen: Barsch, Hecht (auch große), Kleine Maräne, viele Kleinfische, Rotfeder, Wasser klar, pH 8,33, dichte Submersvegetation.

Kleinseen Binsenfuhl, Förstersee, Streitsee, Petzniksee, Naugartensee am 04.07.2015 (Leitung: Norbert Bukowsky)

Knechtsee: *Chara papilosa*, *Chara tomentosa*

Petzniksee: *Chara globularis*

Feldsölle Kuhzer See- Feldsölle Herzfelde – Feldsölle Rossow am 04.07.2015 (Leitung: Norbert Bukowsky)

Keine Wasserpflanzen

Sabinensee, Boots- und Schnorchel-Exkursion mit Krautanker 04.07.2015 (Leitung: Heike Wiedenhöft)

Potamogeton perfoliatus

Potamogeton lucens

Potamogeton natans

Potamogeton cf. friesii

Ceratophyllum demersum
Myriophyllum spicatum
Ranunculus circinatus
Fontinalis antipyretica
Drepanocladus sp.
Vaucheria sp.
Nymphaea alba
Nuphar lutea
Utricularia cf. vulgaris (nicht blühend)
Nitellopsis obtusa
Chara tomentosa
Chara sp. (eine kleine)
Nitella flexilis / opaca
Chara subspinosa

Bemerkungen: Wasser relativ klar, pH 8,33, dichte Submersvegetation in den Randbereichen, in der Seemitte vegetationsfrei, bemerkenswerte Vogelarten: Drosselrohrsänger sM, Rohrschwirl sM, Pirol sM, Rotmilan.

Gottsee:

Nymphaea alba
Najas marina sub. intermedia
Utricularia cf. vulgaris steril
Ceratophyllum demersum
Cladophora im Randbereich
Chara tomentosa
Nitellopsis obtusa

Bemerkungen: Süßwasserschwamm, Rotfedern, Barsche

Kölpinsee:

Elodea canadensis
Potamogeton lucens
Potamogeton crispus
Schmalblättrige Potamogeton sp.
Drepanocladus sp.
Najas marina sub. intermedia
Myriophyllum spicatum
Utricularia cf. vulgaris (nicht blühend)
Nymphaea alba

Nuphar lutea

Ceratophyllum demersum

Chara filiformis

Chara tomentosa

Chara virgata

Chara sp. (eine kleine)

Nitellopsis obtusa, tiefer als *Chara spp.*

Nitella spec.

Bemerkungen: Im Röhricht *Cladium mariscus*, pH 8,43, bemerkenswerte Vogelarten: Flussseseschwalbe, Kormoran, Seeadler, Wasserralle

Elatine-Kleingewässer 04.07.2015 (Leitung: Klaus van de Weyer)

Es bestand kurzfristig der Wunsch von einzelnen Teilnehmern Kleingewässer aufzusuchen. Es wurden folgende Arten vorgefunden:

Alisma plantago-aquatica

Elatine alsinastrum

Persicaria amphibia

Potamogeton obtusifolius

4.3 Tauchexkursionen 02.-05.07.2015 (Leitung: Silke Oldorff)

Der erste Tauchgang war bereits am 02.07.2015 am Großen Stechlinsee und der letzte Tauchgang am 05.07.2015 im Obersee bei Lanke. Es wurden insgesamt 9 Seen betaucht. Die Ergebnisse der Tauchexkursion sind in Tabelle 1 dokumentiert.

Christan Breithaupt begleitete schnorchelnd die Tauchgruppe am Brodowinsee und Parsteiner See und hatte einen größeren Aktionsradius und somit zusätzlich folgende Arten:

Brodowinsee/Insel: *Chara aspera*, *Chara contraria*, *Chara papilosa*, *Chara tomentosa*

Parsteiner See/Pehlitzwerder/Bucht: *Chara globularis*, *Chara subspinosa*, *Chara virgata*, *Nitella spec.*, *Persicaria amphibia*

Tab. 1: Artenlisten der einzelnen Tauchplätze

Datum:	02.07.2015	03.07.2015	03.07.2015	03.07.2015	03.07.2015	04.07.2015	04.07.2015	04.07.2015	04.07.2015	05.07.2015
Kartierer:	Bernhard, Bier, Breithaupt, Bruinsma, Diwald, Frohme, Gregor, Kirschey, Korte, Krautkämmer, Meis, Möbius, Oldorff, Pätzold, Pudwill, van de Weyer, Waterstraat, Wiehle									
	Großer Stechlinsee Ostbucht	Dreetzsee	Werbellinsee, Märchen-wiese	Unterucker-see, Röpersdorf	Oberuckersee Ostufer	Parsteiner See Pehitzwerder	Parsteiner See NO Ufer	Tiefer See Bölkendorf	Brodowinsee Nordbucht	Obersee Autobahn
UMG	6 m	7,2 m	5,3 m	6,8 m	< 4 m	7,3 m	> 8 m	> 8 m	4,5 m	4,2 m
Lebensraumtypische Arten										
<i>Chara aspera</i>		1		4		+	+			
<i>Chara contraria</i>		2		2		1	1			
<i>Chara filiformis</i>		2					+			
<i>Chara globularis</i>		r	+	+				1	r	
<i>Chara papilosa</i>						+	+			
<i>Chara subspinoso</i>		2					+			
<i>Chara tomentosa</i>	+	4				2	2		r	
<i>Chara virgata</i>								r		
<i>Lychnothamnus barbatus</i>										3
<i>Nitella mucronata</i>									2	1
<i>Nitella opaca</i>	+	2						1		r
<i>Nitella spec.</i>							r			
<i>Nitellopsis obtusa</i>	2	3	2	2		4	4	1	2	3
<i>Littorella uniflora</i>		+								
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		+								
<i>Najas marina</i>				+					+	
<i>Potamogeton filiformis</i>			r							
<i>Stratiotes aloides f. subm.</i>	r	2	+			+	+			
<i>Vaucheria spec.</i>		+				2	2	2		
Weitere Arten										
<i>Fontinalis antipyretica</i>				+	3	r	r	2	2	
<i>Lemna triculca</i>			+	+						

	Großer Stechlinsee Ostbucht	Dreetzsee	Werbellinsee, Märchen-wiese	Unterucker- see, Röpersdorf	Oberuckersee Ostufer	Parsteiner See Pehlitzwerder	Parsteiner See NO Ufer	Tiefer See Bölkendorf	Brodowinsee Nordbucht	Obersee Autobahn
<i>Myriophyllum verticillatum</i>									2	
<i>Nuphar lutea</i>			1					1	+	1
<i>Nymphaea alba</i>			r						+	r
<i>Persica amphibia</i>		+								
<i>Potamogeton friesii</i>			r							
<i>Potamogeton lucens</i>	+					+	+			
<i>Potamogeton natans</i>								1		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	+									
<i>Potamogeton pullsilus</i>			r							
<i>Potamogeton x salicifolius</i>		r								
<i>Utricularia vulgaris</i>						r	r			
<i>Ranunculus circinatus</i>	r		+					1		+
<i>Schoenoplectus lacustris</i>			r					+		
<i>Utricularia vulgaris</i>		r							r	
Eutrophierungszeiger										
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	+	+		+	+	+	1	2	
<i>Elodea canadensis</i>	+		2							
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	+	+			+	+	2		1
<i>Potamogeton crispus</i>	+		r					1		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	+		+	2						

Häufigkeit nach Braun-Blanquet: **r** 1 Individuum, vereinzelt, sehr sporadisch, < 1 % Deckung; **+** 2-5 Individuen, sporadisch, 1-5 % Deckung; **1** 6-50 Individuen, mit geringer Deckung, < 5 %; **2** sehr reichlich, > 50 Individuen und Deckung 6-25 %; **3** Individuenzahl beliebig, 26-50 % Deckung; **4** 51-75 % Deckung; **5** 76-100 % Deckung.

5 Bewertung

5.1 Vorexkursion

Die Vorexkursion vom 01.07.2015 hatte zur Folge, dass sich die Zahl der möglichen Untersuchungsgewässer um den Großen Vätersee, dem Wuckersee, dem

Gollinsee, dem Großen Kastavensee und Großer Dreisee aufgrund fehlender Vegetation weiter reduzierten. Diese Seen hatten alle einen schlechten Erhaltungszustand (C). Als geeignet für weitere Untersuchungen konnten nur der Unteruckersee, der Dreetzsee und der Werbellinsee ermittelt werden (vgl. Ergebnisse der Tauchkartierungen).

5.2 Feldexkursionen

Bei den Kleingewässern in der Untermühle bei Rheinsberg und dem Oberpfuhlsee und -moor sowie den Mooren an der Schreiberemühle am 02.-03.07.2015 handelte es sich um nährstoffarme artenreiche Biotope mit einer einzigartigen Flora und Fauna.

Die zwei Kleingewässerexkursionen am 04.07.2015 waren aufgrund von Wassermangel eher ernüchtert. Es wurden kaum Arten festgestellt.

Auch war die Kleinseen-Exkursion zum Binsenfuhl, Förstersee, Streitsee, Petzniksee, Naugartensee am 04.07.2015 aufgrund von schlechter Zugänglichkeit wenig erfolgreich. Die Seen konnten nicht angesprochen werden.

Bei der Boots- und Schnorchel-Exkursion mit Krautanker wurde der Sabinensee, Gottsee und Kölpinsee bei Milmersdorf untersucht. Es handelt sich bei allen drei Seen um den Lebensraumtyp 3140 - oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen.

5.3 Tauchexkursionen

Insgesamt wurden 9 Seen betaucht. Es handelt sich bei allen Seen um den Lebensraumtyp 3140, wobei der Dreetzsee eine Ausnahme bildet. Im Uferbereich des Dreetzsees dominieren *Littorella uniflora* und *Myriophyllum alterniflorum*. Diese beiden Arten kennzeichnen den Lebensraumtyp 3130- Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der *Littorella uniflora* und/oder der *Isoëto-Nanojuncetea* kurz den kalkarmen Klarwassersee. Ab ca. 1,5 m Tiefe verändert sich dann die Vegetation und der Dreetzsee wird mit 8 Characeenarten zum LRT 3140 - oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen.

Der Dreetzsee, Parsteiner See und Unteruckersee konnten in den betauchten Bereichen mit A einem hervorragenden Erhaltungszustand eingestuft werden, wobei der Parsteiner See am Nordost-Ufer den Habitatstrukturen, dem Arteninventar und den Beeinträchtigungen mit A-A-A eingestuft werden konnte. Beim Parsteiner See/Pehlitzwerder, Unteruckersee und Dreetzsee war die UMG < 8m und der Dreetzsee wies Wühlspuren >10% auf, dadurch konnten die betauchten Bereiche in den Beeinträchtigungen mit einem guten Erhaltungszustand (B) eingestuft werden.

Der Große Stechlinsee, Werbellinsee, Brodowinsee und Obersee konnten insgesamt für die betauchten Bereiche mit einem guten Erhaltungszustand (B) eingestuft werden, wobei der Rückgang der UMG und der Anzahl der lebensraumtypischen Arten gleich mit dem Erhaltungszustand B zu bewerten sind.

Die fehlenden Grundrasen sind die Hauptursache für die Einstufung des Oberuckersee und des Tiefen Sees in einem schlechten Erhaltungszustand (C) für die betauchten Bereiche.

6 Diskussion

Die Untersuchungen von Seen in der Uckermark im Rahmen des 12. Treffens des Arbeitskreises der Characeen Deutschlands ergab im Vergleich zu Kartierungen aus den 1990er Jahren einen deutlichen Rückgang der lebensraumtypischen Vegetation in den meisten Seen (Mauersberger, H. & Mauersberger, R. 1996, Bolbrinker, P, 2000). Es stellte sich als schwierig heraus, Seen für eine Tauchexkursion zu ermitteln. Insgesamt scheinen Freizeitnutzungen von Gewässern, Nährstofffrachten aus den landwirtschaftlichen Einzugsgebieten und nicht gewässerangepasste fischereiliche Nutzung zu den Ursachen der Zustandsveränderung zu gehören. Leider ist die Datenlage für eine exakte Kausalzuordnung ungenügend. Mit dem Dreetzsee und dem Parsteiner See wurden doch noch zwei Seen mit je 8 verschiedenen Armleuchteralgenarten gefunden.

Die Feldexkursionen erbrachten sehr heterogene Resultate. Die Touren zu den Kleingewässern Untermühle Rheinsberg, Oberpfuhlsee und –moor, Schreiber-mühle/Krüselinsee und Boots- und Schnorchel-Exkursion auf dem Sabinen-, Gott- und Kölpinsee wiesen ein lebensraumtypisches Arteninventar für schützenswerte Kleingewässer, Moorschlenken und Klarwasserseen auf.

Die Klarwasserseen der Uckermark auch die < 50 ha sollten aufgrund ihres Zustandes einem jährlichen Monitoring unterliegen. Nur so können die Ursachen für die Verschlechterung der Seen ermittelt und beseitigt werden. Bei einem an die Berichtszeiträume der EU-Richtlinien orientierten Monitoringturnus sind solche Ursachen in der Regel nicht feststellbar.

Tab. 2: Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte (Transekte) der Gewässer LRT 3140 nach SACHTELEBEN & BEHRENS (2010): Grundrasen, Arten - Anzahl lebensraumtypischer Pflanzen, in Klammer Gesamtartenzahl; Angaben zum Erhaltungszustand: A (weiß) = hervorragend, B (hellgrau) = gut, C = mittel bis schlecht (grau)

Bewertung für LRT nach FFH RL	Großer Stechlinsee, Ostbucht	Dreetzsee, Ostufer	Werbellinsee, Märchenwiese	Unteruckersee, Röpersdorf	Oberuckersee, Ostufer	Parsteiner See, Pehlitzwerder	Parsteiner See, NO-Ufer	Tiefer See Bölkendorf	Brodowinsee, Nordbucht	Obersee
Habitatstrukturen										
Vegetationsstrukturen des Ufers	Röhricht ohne Grundrasen		Röhricht ohne Grundrasen	Röhricht ohne Grundrasen,	naturnahe Ufer			Röhricht ohne Grundrasen,	Natürliches felsiges Ufer	Röhricht ohne Grundrasen, Trittschäden
Characeengrundrasen	10 - 50 %	> 50 %	10-50 %	> 50 %	< 10 %	> 50 %	> 50 %	> 10 %	10-50 %	10-50 %
lebensraumtypische Arten (gesamt)	3 Arten (13)	10 Arten (17)	4 Arten (16)	5 Arten (8)	0 Arten (2)	7 Arten (12)	9 Arten (15)	4 Arten (13)	3 Arten (11)	3 Arten (8)
Beeinträchtigungen										
Störanzeiger	> 10 %							>25 %	>25 %	
anthropogene Einflüsse	Wühlschäden 10-25 %	Wühlschäden 10-25 %	Wühlschäden 10-25 %		Wühlschäden 10-25 %			Wühlschäden 10-25 %	Wühlschäden 10-25 %	Wühlschäden 10-25 %
UMG	6 m	7,2 m	7,1 m	6,8 m	k.A.	7,3 m	> 8 m	> 8 m	4,5 m	4,2 m
Erhaltungszustand-Gesamt	B	A	B	A	C	A	A	C	B	B

Literatur

- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (HRSG.), 2016. Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Spektrum, Berlin, 618 S.
- Arendt, K., S. Oldorff, T. Kabus & T. Kirschey, 2011. Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4): 122-135.
- Bolbrinker, P., 2000. Gewässervegetation. In I.L.N. Greifswald: Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt "Uckermärkische Seen". Förderverein Feldberg-Uckermärkische-Seenlandschaft e.V., Templin.
- Dokulil, M., A. Hamm & J.-G. Kohl, 2001. Ökologie und Schutz von Seen, Ulmer UTB, 499 S.
- Korsch, H., U. Raabe & K. van de Weyer, 2008. Verbreitungskarten der Characeen Deutschlands. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 19: 57-108.
- Korsch, H., A. Doege, U. Raabe & K. van de Weyer, 2013. Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. Haussknechtia, Beiheft 17, 33 S.
- Mauersberger, H. & R. Mauersberger, 1996. Die Seen des Biosphärenreservates "Schorfheide-Chorin" - eine ökologische Studie. Untersuchungen zur Struktur, Trophie, Hydrologie, Entwicklung, Nutzung, Vegetation und Libellenfauna. Dissertation Univ. Greifswald.
- Normenausschuss Wasserwesen im DIN, 2007. Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen. Deutsche Fassung EN 15460: 2007. DIN, Berlin, 22 S.
- Oldorff, S., E. Kiel, V. Krautkrämer, K. van de Weyer, J. Mählmann, R. Köhler, J. Köhler, S. Bernhard, J. Bruinsma, T. Schiller, M. Eßer & T. Kirschey, 2014. Makrophytenkartierung in ausgewählten Seen Nordostdeutschlands. DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013, 172-177.
- Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH; Institut für Landschaftsökologie, 2010. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Bewertungsschemata_LRT_Sept_2010.pdf, zuletzt aufgerufen am 18.02.2017.

Egbert KORTE*, Frank PÄTZOLD, Klaus VAN DE WEYER, Ralf BECKER, Silke OLDORFF, Volker KRAUTKRÄMER, John BRUINSMA, Hendrick SCHUBERT, Thomas GREGOR, Thomas FRANKE, Sebastian MEIS, Alfred BIER, Wolfgang DIEWALD, Michael DILGER, Jochen FISCHER, Anja HOLZHAUSEN, Christian JORDA, Petra NOWAK, Robert PUDWILL, Lothar RATAJ & Nadine BAADKE

*Institut für Gewässer und Auenökologie Plattenhof, 64560 Riedstadt
korte@gewaesseroekologie.de

Untersuchung von rheinland-pfälzischen Baggerseen am Oberrhein – Ergebnisse der 13. Tagung der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands

Abstract

Within the framework of the 13th meeting of the Working Group Characeen Germany, held in Speyer (Rhineland-Palatinate) from 10 to 12 June 2016, the knowledge about the current occurrence of the Characeae at the Rhineland-Palatinate of Upper Rhine was expanded. For this purpose eight excavation sites were examined. Characeae were found in all waters. The number of documented Characeae varied between four and ten species. Seven of the eight waters were assigned to the habitat type 3140.

1 Einleitung

Während die aktuelle Datenlage zum Vorkommen von Characeen am nördlichen Oberrhein in Hessen und Baden-Württemberg recht gut ist (KORTE & GREGOR 2008; HUMBERG 2008), liegen dazu aus Rheinland-Pfalz nur verhältnismäßig wenig Daten vor (vgl. ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016; WOLF & VAN DE WEYER 2011, 2016). Dieses gilt insbesondere für die Vielzahl an Baggerseen, die in der Rheinaue vorkommen und die häufig nur mit Tauchuntersuchungen begutachtet werden können.

Aus diesem Grunde fand die 13. Tagung der „Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands“ 2016 in Speyer statt, um während der Tagung acht Baggerseen zu untersuchen und so die Kenntnis zum Vorkommen von Characeen in Rheinland-Pfalz zu erweitern. Obwohl es sich um Sekundärgewässer handelt, repräsentierten fast alle untersuchten Seen den FFH-Lebensraumtyp 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“. Sie wurden gemäss der FFH-Richtlinie erfasst und bewertet. Die Seen und ihre maßgeblichen Kenndaten (Tiefe, Größe etc.) und die Ergebnisse der Erhebungen werden nachfolgend dargestellt.

2 Untersuchungsgewässer

Im Rahmen der Tagung der Arbeitsgruppe „Characeen Deutschlands“ wurden insgesamt acht Baggerseen am rheinland-pfälzischen Oberrhein untersucht. Die Gewässer liegen in Rheinhessen, der Vorderpfalz und der Südpfalz. Die wichtigsten bekannten Kenngrößen der Seen sind in Tabelle 1. dargestellt.

Tab.1: Kenndaten der untersuchten Seen.

Gewässer	Lage	Kommune	Größe in ha	Max. Tiefe in Meter	Nutzungen
Badesee Worms-Hernsheim	Rheinhessen	Worms	3,2	4,0	Angeln, Baden
Silbersee Boben-Roxheim	Rheinhessen	Bobenheim-Roxheim	120,0	13,5	Angeln, Baden
Altrheinsee Eich	Rheinhessen	Verbandsgemeinde Eich	53,0	29,0	Angeln, Baden
Elisabethensee Eich	Rheinhessen	Verbandsgemeinde Eich	19,0	15,0	Angeln, Baden, Surfen
Badesee Schlicht	Vorderpfalz	Verbandsgemeinde Waldsee	26,0	27,0	Angeln, Baden, Tauchen
Marx'scher Weiher	Vorderpfalz	Verbandsgemeinde Waldsee	15,0	22,0	Angeln, Baden, Tauchen
Baggersee Kiefer-Rathjens	Südpfalz	Wörth am Rhein	36,7	k.D.	Angeln
Baggersee Schaufele	Südpfalz	Wörth am Rhein	30,0	k.D.	Angeln, Segeln

3 Material und Methoden

3.1 Erfassung

Die Begutachtung der Gewässer wurde so organisiert, dass zwei Gruppen gebildet wurden und jede Gruppe vier Gewässer in Augenschein nahm.

Die Untersuchung wurde dabei sowohl vom Ufer, mit Wathosen und/oder einem Wurfrechen, als auch mittels Tauchkartierung durchgeführt. Die einzelnen Teilnehmer begutachteten dabei, wenn möglich, verschiedene Gewässerabschnitte. Die Daten wurden, vor Ort notiert und bei unklaren bzw. interessanten Arten, Proben entnommen, die später in Speyer nachbestimmt und herbarisiert wurden.

3.2 Bewertung der Gewässer

Neben der reinen Erhebung der im Gewässer vorkommenden Arten war durch die Betauchung auch eine Einschätzung möglich, welchem Gewässerlebensraumtyps gemäß Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie das Untersuchungsgewässer entspricht. Weiterhin wurde in Anlehnung an das Bewertungsschema des Bundesamtes für Naturschutz (BFN) der Erhaltungszustand des Gewässers ermittelt (PAN/ILÖK 2010).

Dabei gingen folgende erhobene Parameter in die Bewertung ein:

- Vorhandensein und Vollständigkeit lebensraumtypischer Habitatstrukturen
- Lebensraumtypisches Arteninventar
- Untere Makrophytengrenze (UMG)
- erkennbare Beeinträchtigungen und Störungen (Fraßschäden durch benthivore Fische, Erfassung von Eutrophierungsanzeigern).

4 Ergebnisse

In allen untersuchten Baggerseen wurden Characeen gefunden. Aufgrund der Artenzusammensetzung und der Deckung der Characeen konnten alle Gewässer potentiell dem Lebensraumtyp 3140 zugeordnet werden. Dieses war bis auf den Badensee Worm-Hernsheim auch der Fall. Dieser See wurde aufgrund seiner Artenzusammensetzung und Habitatstrukturen dem Lebensraumtyp 3150 zugeordnet. Alle anderen Seen entsprechen dem LRT 3140 und werden kurz vorgestellt.

Altrheinsee Eich

Der Altrheinsee Eich ist der tiefste der untersuchten Gewässer. Der See erwies sich als sehr artenreich, so wurden neben 10 bestandsbildenden Characeenarten auch 12 weitere höhere Pflanzenarten und die Alge *Vaucheria spec.* nachgewiesen. Der See wies ausgeprägte Characeenbestände auf, die sich bis zu einer Tiefe von 14,4 m erstreckten. Er ist somit ganz klar dem LRT 3140 zuzuordnen und weist den Erhaltungszustand A (sehr gut) auf. Es ist davon auszugehen, dass der See weitere Characeenarten beherbergt.

Elisabethensee Eich

Im Elisabethensee Eich konnten sieben Armelechteralgenarten, sieben höhere Pflanzenarten und ein Moos nachgewiesen werden. Die Characeenrasen erstreckten sich dabei bis zu einer Tiefe von 8,4 m. Da der Elisabethensee zum Teil erhebliche Beeinträchtigungen durch benthivore Fische aufweist, befindet er sich nur im Erhaltungszustand B (gut).

Badensee Worms-Hernsheim

Der Badensee Worms-Hernsheim ist ein Gewässer mit nur einer geringen Tiefe und Größe. Aufgrund des nachgewiesenen Artenspektrums (vier Characeen und fünf höhere Pflanzen) und der Habitatstrukturen wurde er dem Lebensraumtyp 3150 zugeordnet, da ausgedehnte Bestände des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) vorkamen. Auch hier wurden Characeenarten nachgewiesen. Die vier Arten (*Chara contraria*, *C. globularis*, *C. vulgaris* und *Nitellopsis obtusa*) sind jedoch auch in Gewässern des LRT 3150 anzutreffen. Eine Bewertung wurde nicht vorgenommen. Der See wies ausgedehnte Wühlschäden durch benthivore Cypriniden auf.

Silbersee Boben-Roxheim

Der Silbersee bei Boben-Roxheim befindet sich noch im Abbau und wird als Badegewässer genutzt. Er wird regelmäßig im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinien-Monitoring auf Makrophyten untersucht. Daher war auch bekannt, dass hier Characeen vorkommen (WOLF & VAN DE WEYER 2016). Im Rahmen der Untersuchung wurden sieben Characeenarten und fünf höhere Pflanzenarten nachgewiesen. Auch der Silbersee wies ausgedehnte Characeenbestände auf, die sich bis in 11,0 m Tiefe erstreckten. Der Erhaltungszustand des LRT 3140 im Silbersee wurde mit A bewertet.

Badesee Schlicht

Dieser See, bei dem zum Teil noch Kies abgebaut wird, konnte ebenfalls dem LRT 3140 mit dem Erhaltungszustand A zugeordnet werden. Obwohl hier 10 Characeenarten nachgewiesen wurden, ist zu vermuten, dass er noch weitere beherbergt. Die untere Makrophytengrenze lag bei ca. 10,5 m.

Marx'scher Weiher

Der Marx'scher Weiher, der in unmittelbarer Nähe zum Rhein bei Altrip liegt, ist ein See, der einer vielfältigen Nutzung unterliegt. Neben dem Badebetrieb und der Angelfischerei ist er eines der wenigen Gewässer in Rheinland-Pfalz in dem das Tauchen erlaubt ist. Daher sind auch aus früheren Jahren Nachweise von Characeen bekannt (WOLF & VAN DE WEYER 2016). Im Rahmen der diesjährigen Untersuchung konnten lediglich fünf Characeen nachgewiesen werden. Die untere Makrophytengrenze lag bei 12 m. Es wurde eine erhebliche Beeinträchtigung der Characeenbestände festgestellt. So waren Fraßschäden durch benthivore Fische in größerem Umfang vorhanden. Gegenüber eigenen Beobachtungen vor vier Jahren erschien der See deutlich stärker beeinträchtigt. Hinsichtlich seiner Bewertung ist der Marx'sche Weiher dem Erhaltungszustand B (gut) zuzuordnen.

Baggersee Kiefer-Rathjens

Dieser See befindet ganz im Süden von Rheinland-Pfalz, in unmittelbarer Nähe des Daimlerwerkes Wörth. Der See unterliegt nur einer angelfischereilichen Nutzung, aus diesem See sind Daten zu Characeen aus den Jahr 1996 und 2001 belegt (WOLF & VAN DE WEYER 2011, 2016). Dieser Befund konnte durch die Untersuchung bestätigt werden. Insgesamt wurden hier acht Characeenarten nachgewiesen werden. Besonders erwähnenswert waren hier die ausgedehnten Bestände von *Chara aspera*. Die untere Makrophytengrenze lag bei 13,0 m. Da auch dieser See ausgedehnte Characeenbestände aufwies und keine Beeinträchtigungen erkennbar waren, ist er dem LRT 3140 im Erhaltungszustand A zuzuordnen.

Baggersee Schaufele

In diesem See, der sich ebenfalls bei Wörth am Rhein befindet, konnten sechs Characeenarten nachgewiesen werden. Er wies ausgedehnte Characeenbestände ohne Beeinträchtigungen bis in einer Tiefe von 12,0 m auf. Auch dieser See ist dem

LRT 3140 im Erhaltungszustand A zuzuordnen. Weitere Characeenarten sind hier zu vermuten

Tab. 2: Ergebnisse der untersuchten Seen

Datum	10.06.16	10.06.16	10.06.16	10.06.16	11.06.16	11.06.16	11.06.16	11.06.16
Aufnahmeort/ Gewässer	Badese Worms- Hernsheim	Silbersee Boben- Roxheim	Altrheinsee Eich	Elisabethen -see Eich	Badese Schlicht	Marx'scher Weiher	Baggersee Kiefer- Rathjens	Baggersee Schaufele
Größe in ha	3,2	120	53	19	26	15	36,7	30
Tiefe in m	4,0	13,5	29,0	15,0	27,0	22,0		
Untere Makrophyten- grenze in m	4,0	11,0	14,4	8,4	> 10,5	12,0	13,0	12,0
Characeen								
<i>Chara aspera</i>		x			x		x	x
<i>Chara contraria</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chara globularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chara hispida</i>			x	x	x			
<i>Chara vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Nitella capillaris</i>			x		x	x		x
<i>Nitella opaca</i>		x	x	x	x		x	
<i>Nitella confervacea</i>								
<i>Nitella syncarpa</i>							x	
<i>Nitella tenuissima</i>			x		x			
<i>Nitellopsis obtusa</i>	x	x	x	x		x	x	x
<i>Tolypella glomerata</i>		x	x	x	x		x	x
<i>Tolypella intricata</i>			x		x		x	x
Anzahl Characeen	4	7	10	7	10	5	8	6
Algen								
<i>Vauceria</i>		x	x		x	x	x	
Moose								
<i>Fontinalis antipyretica</i>				x				

Tab. 2: Fortsetzung

Aufnahmeort/ Gewässer	Badesee Worms- Hernsheim	Silbersee Boben- Roxheim	Altrheinsee Eich	Elisabethen -see Eich	Badesee Schlicht	Marx'scher Weiher	Baggersee Kiefer- Rathjens	Baggersee Schaufele
Höhere Pflanzen								
<i>Ceratophyllum demersum</i>	x	x	x	x		x	x	x
<i>Ceratophyllum submersum</i>			x					
<i>Elodea canadensis</i>			x			x		
<i>Elodea nuttallii</i>			x	x	x	x	x	x
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x			x	x	x	x
<i>Myriophyllum verticillatum</i>							x	
<i>Najas marina</i>	x							
<i>Nuhar lutea</i>			x					
<i>Potamogeton berchtoldii</i>						x		
<i>Potamogeton crispus</i>			x			x		x
<i>Potamogeton lucens</i>			x			x	x	x
<i>Potamogeton nodosus</i>	x				x	x		
<i>Potamogeton pectinatus</i>		x	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		x	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton pusillus</i>	x		x	x	x	x	x	x
<i>Potamogeton trichoides</i>			x	x		x	x	
<i>Potamogeton x nitens</i>					x	x		
<i>Ranunculus trichophyllus</i>			x			x		
<i>Ranunculus circinatus</i>						x		
<i>Schoenoplectus lacustris</i>					x	x	x	
<i>Sparganium emersum</i>						x		
<i>Utricularia australis</i>							x	
<i>Utricularia vulgaris agg</i>								
<i>Veronica anagallis- aquatica/catenata</i>							x	
<i>Zannichellia palustris</i>				x				
Anzahl andere Arten	5	5	13	8	8	18	13	6
Artenzahl gesamt	9	12	23	15	18	23	21	12

5 Diskussion

Die Untersuchung der Abgrabungsseen am rheinland-pfälzischen Oberrhein erbrachte, wie erwartet, den Nachweis von zahlreichen Arten in den untersuchten Gewässern. Vor allem das Vorkommen von Arten wie *Tolypella intricata*, *T. glomerata*, *Nitella tenuissima*, *N. confervacea* und *N. capillaris*, die eher selten

nachgewiesen werden, belegen, dass gerade die Abgrabungsseen am Oberrhein wichtige Standorte für die Characeen sind und häufig den Lebensraumtyp 3140 in guter Ausprägung beherbergen. Analysiert man Nachweisdaten vieler Arten, so erkennt man, dass sie häufig erst durch Tauchkartierungen erfasst werden (HUMBERG & BECK 2006; KORTE & GREGOR 2008; WOLF & VAN DE WEYER 2016). Während vom Silbersee, Marx'schen Weiher und Baggersee Kiefer-Rathjens schon vereinzelt Daten vorlagen (vgl. WOLF & VAN DE WEYER 2016) und so eine Vergleichbarkeit mit den aktuellen Untersuchungsergebnissen möglich war, erbrachte die Untersuchung der anderen Baggerseen viele neue Daten und zeigt, dass noch weiterer Erfassungsbedarf am rheinland-pfälzischen Oberrhein vorliegt. Da fast alle Seen in der Oberrheinebene einer fischereilichen Nutzung unterliegen, ist eine Zugänglichkeit und Untersuchung häufig nur mit Zustimmung der Angelfischerei möglich ist. Da zudem eine nicht gewässerangepasste angelfischereiliche Nutzung von Gewässern eine der stärksten Gefährdungsursache für den Rückgang von Characeen und des Lebensraumtyps 3140 ist (GREGOR & KORTE 2010; BECKER 2016), sollte der Kontakt zu den ansässigen Angelvereinen gesucht werden, um zum einen weitere Daten zu erheben. Weiterhin sollte versucht werden die Angelvereine über den Sachverhalt aufzuklären und bei Defiziten nach Lösungen zu suchen. Dass eine angelfischereiliche Nutzung verträglich sein kann und nicht dem Erhalt des Lebensraumtyps entgegensteht zeigen die Untersuchungsergebnisse an den Gewässern Baggersee Kiefer-Rathjens und Baggersee Schaufele.

Grundsätzlich sei noch einmal darauf verwiesen, dass der Lebensraumtyp 3140 laut Angaben des Landes Rheinland-Pfalz am Oberrhein nicht vorkommt und nur für wenige FFG-Gebiete ausgewiesen ist. Hier ist der NATURA 2000 Internet Seite des Landes Rheinland-Pfalz zu entnehmen: „Vorkommen von Armleuchteralgen-Gesellschaften sind nur von wenigen Gewässern der Eifel bekannt (<http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=l&pk=3140>).“ Dieses entspricht nicht den vorliegenden Befunden und auch die Fundmeldungen von WOLF & VAN DE WEYER (2016) belegen, dass dies nicht stimmt. Dieser Lebensraumtyp erstreckt sich über den gesamten rheinland-pfälzischen Oberrhein. Diese Erkenntnis sollte bei zukünftigen Planungen und Folgenutzungen der Abgrabungsseen Berücksichtigung finden.

Zusammenfassung

Im Rahmen der 13. Tagung der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands, die vom 10. bis 12. Juni 2016 in Speyer (Rheinland-Pfalz) stattfand, wurden die Kenntnisse zum aktuellen Vorkommen der Characeen am rheinland-pfälzischen Oberrhein erweitert. Dazu wurden acht Abgrabungsgewässer untersucht. In allen Gewässern konnten Characeen nachgewiesen werden. Die Anzahl dokumentierter Characeen schwankte dabei zwischen vier und zehn Arten. Sieben der acht Gewässer konnten dem Lebensraumtyp 3140 zugeordnet werden.

Danksagung

Die Arbeitsgruppe „Characeen Deutschlands“ dankt dem Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz für die Unterstützung bei der Einholung der Genehmigungen sowie die Erhebung der Datengedankt. Dem Rhein-Pfalz-Kreis (Herrn Rieger) sei gedankt für die unkomplizierte Ausstellung der Tauchgenehmigungen für die Gewässer

„Schlicht“ und „Marx’scher Weiher“. Dem Sportfischer und Fischzuchtverein e.V Wörth am Rhein sei für die Unterstützung und die Genehmigung zur Betauchung der Vereinsgewässer gedankt. Der Gemeinde Eich sowie dem Tauch und Surfclub Mainz sei für die Genehmigung zur Betauchung des Altrheinsees Eich, bzw. des Elisabethensees gedankt. Dem Heimatkreis Herrnsheim sei für die Genehmigung der Betauchung des Badesees Worms-Hernsheim gedankt.

Literatur

- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands, 2016. Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Becker, R., 2016. Gefährdung und Schutz von Characeen. In Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg), Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer Verlag, Berlin Heidelberg: 150-191.
- Gregor, T. & E. Korte, 2010. Rote Liste der Armelechteralgen (Characeae) Hessens. Zweite Fassung. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), Wiesbaden.
- Humberg, B. & M. Beck, 2006. Der Makrophytenbestand in ausgewählten Baggerseen der Oberrheinaue. LUBW, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 102.
- Korsch, H., A. Doege, U. Raabe & K. van de Weyer, 2013. Rote Liste der Armelechteralgen (Charophyceae) Deutschlands. 3. Fassung. Haussknechtia. Beiheft 17.
- Korte, E. & T. Gregor, 2008. Neue Characeenfunde aus Hessen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 19: 7-12.
- Migula, W., 1897. Die Characeen Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. In Rabenhorst, L. (Hrsg.), Kryptogamenflora, Band V, 2. Auflage, Kummer, Leipzig.
- Pätzold, F., 2011. Beobachtungen zur Verbreitung von Characeen in Baggerseen der Badischen Oberrheinaue. Ber. Bot. Arbeitsgemein. Südwestdeutschland, Beiheft 3: 37-42.
- Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie, 2010. Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bundesländer-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 805 82 013.
- Wolff, P. & K. van de Weyer, 2011. Rote Liste der Armelechteralgen (Charophyceae) von Rheinland-Pfalz (Zweite Fassung 2010). Mitteilungen der Pollichia 95 (für 2010): 103-106.
- Wolff, P. & K. van de Weyer, 2016. Die Armelechteralgen in Rheinland-Pfalz - Eine Übersicht der Arten (Charophyceae) und Gesellschaften (Charetea). Mitteilungen der Pollichia 97: 99-127.

Anna DIETRICH* & Hendrik SCHUBERT

*Institut für Angewandte Ökosystemforschung, Alte Dorfstraße 11, 18184 Neu Broderstorf, Germany
anna.dietrich@ifaoe.de

***Fucus evanescens* or *Fucus edentatus*? Taxonomic problems with a non-indigenous species, which arrived at the coast of Mecklenburg-Vorpommern.**

Abstract

A fucoid species, which differs largely from the species known yet for this region, was found in the vicinity of Rostock harbour in 2015. Morphology and phenology, studied in 2016, result in difficulties to link it to a certain *Fucus* species irrespective of the fact that it is for certain the same taxon as Rice & Chapman (1985) treated as *Fucus evanescens* Agardh 1820. Here we describe morphology and phenology of the specimens studied and compare the characters observed with the different taxonomic opinions published so far.

Keywords: submerged macrophytes, *Fucus evanescens*, Baltic Sea, non-indigenous species

1 Introduction

The recent Checklist for German marine macroalgae (SCHORIES et al. 2009) lists three *Fucus* species for the German Baltic Sea coast: *Fucus evanescens* C. AGARDH 1820, *Fucus serratus* LINNAEUS 1753 and *Fucus vesiculosus* LINNAEUS 1753. For the entire Baltic Sea two more species, *Fucus spiralis* Linnaeus 1753 and *Fucus radicans* BERGSTRÖM & KAUTSKY, 2005, are listed in the recent HELCOM-checklist (MARTIN et. al. 2012).

Whereas the LINNEAEN species can be regarded as native ones and *F. radicans* is often regarded as an example of ongoing speciation, having evolved sympatrically from *F. vesiculosus* within less than thousand years in the Baltic Sea (PEREYRA et al. 2009), *F. evanescens* is seen as an invader, which established in the Baltic Sea during the last decades (e.g. SCHUELLER & PETERS 1994).

F. evanescens is described as a species preferring the niche close to the water surface (WENNBERG 1992) and profiting from the reduced grazing pressure in the southwestern Baltic Sea (WIKSTRÖM et al. 2006).

The species is still restricted to the higher saline areas of the Baltic Sea. Being recorded first in the Öresund area in the mid 1950ies, it reached Kiel Bight in the early 1990ies (SCHUELLER & PETERS 1994) and seems to expand eastwards since

then. However, it has been shown by WIKSTRÖM et al. (2002) that sexual reproductive success declines sharply with decreasing salinity, which is thought to limit its spread into low-saline regions of the Baltic Sea. On the other hand, vegetative reproduction has been shown to be an important modus of colonization for, e.g. *F. radicans* (BERGSTRÖM et al. 2005; TATARENKOV et al. 2005), leading even to clonal populations as demonstrated by JOHANNESSON et al. (2011). Moreover, hybridization is a well-documented phenomenon in the genus *Fucus*, resulting in offspring with mixed traits (COYER et al. 2002, COYER et al. 2007) and fertilization rates of interspecific crossings may even exceed the rates obtained by intraspecific ones as demonstrated by FORSLUND & KAUTSKY (2012) for crossing between *F. radicans* and *F. vesiculosus*. So no definite conclusion about salinity limits of the newly arrived species can be drawn yet.

Therefore, the spread of the species along the Baltic Sea salinity gradient should be carefully observed, because it may give a chance to document an adaptation process potentially resulting in a speciation.

In this article, we are presenting the results of field work done during the last years, where phenology and morphological variability of *F. evanescens* was observed. In this context, we want to discuss taxonomic problems of the species in question in order to raise awareness for this taxon and to encourage field work along the German Baltic coast.

2 Material and methods

Field surveys in shallow water were conducted in 2015 and 2016 along the German Baltic Sea coastline by wading and Scuba-diving. *Fucus*-specimens completely lacking airbladders and exhibiting vegetative thalli which are narrow and unserrated with long, narrow receptacles (either compressed or only partially swollen) were found at several sites and could not be related to either *F. serratus* or *F. vesiculosus*. Monthly observations of the *Fucus* sp. stand at the site „Hohe Düne“ (54° 10' 47.2 N; 12° 6' 10.6 E) were carried out from February 2016 till January 2017 to get information about phenology. Pictures and videos were taken with an underwater camera directly in the field (Nikon Coolpix 130 Awi).

Herbar material was prepared from all sites, for determination several keys were compared with each other and the results of the comparison will be discussed.

3 Results

Field survey and description of the specimens

Fucus specimens with a morphology raising problems for identification (further called *Fucus* sp.) were first found in May 2015 as drift material washed ashore the beach between Markgrafenheide and Graal-Müritz. The features of these specimens differed from the species known for this area (*F. serratus* and *F. vesiculosus*) to an extent exceeding the range of morphological plasticity described for these species.

Searching for the source of this drift material, in June 2015 a population of *Fucus* sp. was found on the blocks of the outer side of the south mole of Warnemünde (Hohe Düne) between 0.3-1.0 m depth. In May 2016 the entire harbour area was sampled, but the above location was the only location where *Fucus* sp. settled.

The specimens of *Fucus* sp. from this site are shown in Figure 1. They are characterised by an entire (unserrated) thallus with a broad flat, in some cases even rudimentary, midrib. The midrib occasionally raises above the frond and is well visible along the fronds, including their distal parts. However, in no case a sharp difference between thallus and midrib, as typical for *F. vesiculosus*, was observed; the colour of the darker vegetative thallus becomes just brighter orange towards the middle of the frond. The midrib usually continues until the receptacles, but becomes thinner and less prominent. The fronds are fan-like and appear flat. The margins of vegetative fronds are entire, but sometimes part of the fronds exhibit some teeth. However, interpreting this feature as a kind of irregular serrating is hard to follow because the teeth are sparse and separated from each other. Young vegetative apices in summer and autumn are very thin, acute and with hardly visible midribs. In winter, vegetative apices are getting broader and stout, midribs are becoming more prominent.



Fig. 1: *Fucus* sp. from Hohe Düne (Warnemünde). A individual with receptacles becoming swollen at the apex, already able to uplift the thallus; B detail showing flat, bifurcated receptacles and midrib continuing until receptacles; C mature receptacles.

Receptacles are lanceolate (young ones may appear slightly oval), at the base as wide as the the fronds they are appearing from, getting gradually narrower to the apex. At the margin to the frond receptacles are flat, becoming swollen apically, with a length of (1.0) 5.0 – 10.0 (15.0) cm.

Thalli with receptacles can be found all year round. In January 2016 about 60% of all adult fronds developed receptacles. From February till May this percentage increased to 95-100%. During maturation receptacles become swollen, the process always starting at the apex and continuing downwards, changing colour from olive-orange to orange. Thalli with vegetative apices or flat receptacles lay down, once the receptacles are getting swollen they lift the algae into an upright position.

Old receptacles became covered with epiphytes in April-May. In May about half of the fronds lost their old receptacles. Some individuals beared both, old swollen orange receptacles as well as developing, flat olive-coloured receptacles. After loss of receptacles fronds continued to grow, sometimes also above remainders of old receptacles. These new fronds developed in June a second generation of olive-coloured, immature receptacles (5.0-6.0 cm) at about 10% of their apices. This second generation continued to grow during summer, developing to a length of 10.0-15.0 cm in August-November. At this time of the year, at about 1-5% of all apices observed receptacles were found.

Similar specimens were reported from Börgerende, a site close to Warnemünde, where it has been found during Scuba-diving in 2-3 m depth (pers. comm. S. Breyer, IfAÖ, February and April 2016). However, searching for specimens in February 2017 remained unsuccessful.

The same applies for a search eastwards from Hohe Düne, where no fucoids at all were found on the wavebreakers in front of Wustrow and Ahrenshoop.

In Strelasund, the easternmost locality *F. evanescens* has been reported in the Baltic yet (Lackschewitz et al., 2013), but only *F. vesiculosus* was found in depths until 0.8 m along the shoreline from Altefähre till Grahlerefähre in March 2016.

Identification

Fucus sp., as described above, resembles *F. evanescens*, *F. distichus*, *F. edentatus*, not to speak about hybrids as, e.g. *F. evanescens* x *F. serratus*, making a determination of the specimens found problematic. Identification as *F. evanescens* just by the fact that this species is known to be introduced and established in the neighbouring Western Baltic Sea is somewhat unsatisfying, because the key presented by RICE & CHAPMAN (1985) uses quantitative characters (size) which did not fit well to the specimens found. Qualitative characters used in the description fit far better, but not completely as, e.g. midribs of our specimens did not disappear and mature receptacles were clearly swollen (compare with RICE & CHAPMAN, 1985).

Therefore the original description by AGARDH (1820) was taken as a basis and compared with the opinions of later authors (table 1). It seems that at least two different morphotypes can be distinguished by means of the shape of the receptacles. The specimens found in our survey, clearly fit best to the ones described for Kiel Bight and Öresund; however, they differ in some details often used as discriminative characters as, e.g. apical disappearance of the midrib and presence / absence of subterminal receptacles. Metric characters used as, e.g. plant size can be regarded as less valuable because of the different salinities the plants were taken from.

Tab. 1: Comparison of important species features of *Fucus evanescens*.

Reference	AGARDH, 1820	KÜTZING, 1860	ZINOVA, 1953	POWELL, 1957	RICE & CHAPMAN, 1985	SCHUELLER & PETERS, 1994	<i>this survey</i>
Midrib	distinct, somewhat rudimentary, disappearing in front of all apices	disappearing in front of all apices	distinct, disappear in front of all apices	indistinct in apical parts	principal branches with slightly raised midrib, occasionally indistinct (5 %)	rudimentary, flat, indistinct in upper parts	broad flat, or slightly raised, not disappearing in front of all apices
Form of receptacles	short, compressed, not inflated	short, oval	round-oval-triangular, compressed	short, broad, not markedly elongated, rather flattened	long, lanceolate, compressed, occasionally swollen 50-150 mm	long, lanceolate, 60-85 mm	long, lanceolate, compressed, becoming inflated upon maturation, 30-100 mm
Position of receptacles	terminal	terminal	terminal	terminal	terminal	terminal, subterminal	terminal, subterminal

4 Discussion

After being found in the Öresund area already in the mid-1950ies, a morphotype of *Fucus* very distinct from *F. spiralis*, *F. serratus* and *F. vesiculosus*, which are the *Fucus* species known for this region at that time, reached Kiel Bight in the early 1990ies (SCHUELLER & PETERS 1994), regarded as *F. evanescens* AGARDH (1920).

The taxonomic level of this entity is a matter of an ongoing debate for several reasons. ATHANASIADIS (1996) raised principal doubts about the use of the name for North Atlantic specimens, not only for nomenclatural reasons. Moreover, the rank of the name is matter of a continuous debate since POWELL (1957) concluded that *F. evanescens*, *F. edentatus*, *F. anceps* and *F. distichus* all belong on a subspecies level to the species complex *Fucus distichus* L. emend POWELL (1957). However, irrespective of its thorough analysis, this view was not accepted generally.

MUNDA (2004) came to the conclusion that the four subspecies of *F. distichus* L. emend. POWELL are forming distinct associations, which can be distinguished by physiognomy, their position in the tidal gradient and accompanying species but, because of e.g. being geographically separated, she recommended to keep POWELL's (1957) concept irrespective of numerical analysis (RICE & CHAPMAN 1985, RICE et al. 1985) which separated POWELL's (1957) subspecies (except for *F. anceps*, which was not included in the study) by means of multifactorial analysis. Later authors, performing genetic studies, identified genetic differences between these taxa, but kept them as "ecotypes" MCLACHLAN et al. (1971), MCLACHLAN (1974), SIDEMAN & MATHIESON (1983a, b, 1985).

In a very recent publication, JUETERBOCK et al. (2016), generally supporting POWELL's concept, came to the conclusion that at least *F. distichus* subsp. *anceps* (HARVEY ET WARD EX CARRUTHERS) POWELL 1957 should be treated as a separate genetic entity and should be excluded from the *F. distichus*-species complex. This opinion was based mainly on the data published by COYER et al. (2011), which could clearly separate *F. anceps* within the rather scattered *F. distichus* L. emend. POWELL – species complex. With respect to the three subspecies *F. distichus* subsp. *distichus* (LINNAEUS) POWELL 1957; *F. distichus* subsp. *edentatus* (DE LA PYLAIE) POWELL 1957; and *F. distichus* subsp. *evanescens* (C. AGARDH) POWELL 1957 he followed the point of LAUGHINHOUSE et al. (2015), who concluded that these morphotypes may interbreed and distinction between them is not supported by any species concept applied.

Interbreeding often occurs in the genus *Fucus* and results in morphological intermediate forms. By means of microsatellite markers, BILLARD et al. (2005), ENGEL et al. (2005) and WALLACE et al. (2004) identified many hybrids between *F. spiralis* and *F. vesiculosus*, for *F. evanescens* crossings with *F. serratus* were described by COYER et al. (2002, 2007).

However, this point of view is not followed by algaebase yet, GUIRY (2017) still lists *F. edentatus*, *F. distichus* and *F. evanescens* as accepted taxonomic names.

Therefore, the *Fucus* morphotype found along the German Baltic coast should be related to one of the above species it is resembling.

As shown here, shape of receptacles, but also general appearance of the thallus, being very narrow and with a midrib until the edge of the receptacles, do not match with the original description for *F. evanescens*, the species these morphotypes

were linked to before. On the other hand, *F. evanescens* is regarded as the most variable subspecies in the *F. distichus* L. emend. POWELL (1957) – species complex. But still the “principal features” of the original description, as listed by POWELL (1957) and clearly visible from AGARDH’s illustration (AGARDH, 1821) should be taken into account: plants large, fronds broad, midrib indistinct in the apical part of the plant – from these vegetative characters the frond width of the specimens found here do not apply at all and with respect to the midrib some doubts are left, because the midrib becomes indistinct just below the receptacles. With respect to receptacles, POWELL (1957), referring to the original description, identifies as general features: receptacles flattened, not markedly elongated, relatively broad (c.f. POWELL, 1957) – features which are in contrast to the specimens described here.

Comparing with *F. distichus*, the alae of the morphotype found are much too broad and also form of receptacles, which should be cylindrical to fusiform and always inflated for *F. distichus*, do not match at all.

Moreover, one of the striking characters of the specimens found here, vegetative growth above receptacles, has never been described for *F. distichus* or *F. evanescens*, but for *F. edentatus* it is mentioned already by POWELL (1957).

F. edentatus is, in accordance with the specimens found here, described as a large and sturdy plant, and the general description given by POWELL (1957), mentioning “well developed, but comparable narrow alae, midrib becoming indistinct immediately below receptacles” fit rather well. Just the form of receptacles, which are described to be elongated, swollen and cylindrical to “somewhat flattened” do not fit completely – receptacles of the morphotype described here became swollen cylindrical during maturation, but were compressed when immature. On the other hand vegetative growth above the receptacles is a character only reported for *F. edentatus* and has been found in our specimens as well.

As a conclusion we propose that the morphotype found is to be placed into the taxon *F. edentatus* rather than *F. evanescens*.

Acknowledgements

We are grateful to our colleagues from IfAÖ Stefanie Breyer and Lisa Schüler for a search of *Fucus* sp. westwards from Warnemünde and also Anja Schanz, who enabled this survey.

References

- Agardh, C. A., 1820. Species algarum. Vol. I, Pt. I 168 pp. Lund.
- Agardh, C. A., 1821. Icones algarum ineditae. Fasc. 2, 2pp., pls 11-20. Stockholm.
- Athanasiadis, A., 1996. Taxonomisk litteratur och biogeografi av skandinaviska rödalger och brunalger (A Bibliography and Biogeography of Scandinavian Rhodophyta and Phaeophyta). Algologia, Gothenburg. 280 pp.
- Bergström, L., A. Tatarenkov, K. Johannesson, R.B. Jönsson & L. Kautsky, 2005. Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. Nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. Journal of Phycology 41(5): 1025-1038.
- Billard, E., E.A. Serrão, G.A. Pearson, C.R. Engel, C. Destombe & M. Valero, 2005. Analysis of sexual phenotype and prezygotic fertility in natural populations of *Fucus spiralis*, *F. vesiculosus* (Fucaceae, Phaeophyceae) and their putative hybrids. European Journal of Phycology 40: 397–407.

- Coyer, J. A., G. Hoarau, W.T. Stam & J.L. Olsen, 2007. Hybridization and introgression in a mixed population of the intertidal seaweeds *Fucus evanescens* and *F. serratus*. *J. Evol. Biol.* 20: 2322–2333.
- Coyer, J. A., A.F. Peters, G. Hoarau, W.T. Stam & J.L. Olsen, 2002b. Inheritance patterns of ITS1, chloroplasts, and mitochondria in artificial hybrids of the marine rockweeds, *Fucus serratus* and *F. evanescens* (Heterokontophyta; Fucaceae). *European Journal of Phycology* 37: 173-178.
- Coyer, J. A., J.H. Veldsink, W.T. Stam, & J.L. Olsen, 2002c. Characterization of microsatellite loci in the marine rockweeds, *Fucus serratus* and *F. evanescens* (Heterokontophyta; Fucaceae). *Molecular Ecology Notes* 2: 35-37.
- Coyer, J. A., A.F. Peters, G. Hoarau, W.T. Stam & J.L. Olsen, 2002a. Hybridization of the marine seaweeds, *Fucus serratus* and *Fucus evanescens* (Heterokontophyta: Phaeophyceae) in a 100-year-old zone of secondary contact. *Proceedings Biological Sciences* 269: 1829-1834.
- Engel, C. R., C. Daguin & E.A. Serrão, 2005. Genetic entities and mating system in hermaphroditic *Fucus spiralis* and its close dioecious relative *F. vesiculosus* (Fucaceae, Phaeophyceae). *Molecular Ecology* 14: 2033–2046.
- Forslund, H. & L. Kautsky, 2013. Reproduction and reproductive isolation in *Fucus radicans* (Phaeophyceae). *Marine Biology Research* 9(3): 262-267.
- Guiry, M.D. Guiry & G.M. Guiry, 2017. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 09 February 2017.
- Johannesson, K., D. Johansson, K. Larsson, H. Cecilia, J. Perus & H. Forslund, 2011. Frequent clonality in fucoids (*Fucus radicans* and *F. vesiculosus*; Fucales, Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *Journal of Phycology* 47: 990-998.
- Jueterbock, A., I. Smolina, J.A. Coyer & G. Hoarau, 2016. The fate of the Arctic seaweed *Fucus distichus* under climate change: an ecological niche modeling approach. *Ecology and Evolution*, 6(6): 1712-1724.
- Kützing, F. T., 1860. *Tabulae Phycologicae oder Abbildungen der Tange*. Bd. 10, 39 pp., 100 pls. Nordhausen.
- Lackschewitz, D., K. Reise & C. Buschbaum, C., 2012, 2013. Neobiota. Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotope und der Gebietsfremden Arten. Cluster 4, Benthosmonitoring, Synthetischer Jahresbericht.
- Laughinghouse, H.D.I.V., K.M. Müller, W.H. Adey, Y Lara, R. Young & G. Johnson, 2015. Evolution of the northern rockweed, *Fucus distichus*, in a regime of glacial cycling: implications for benthic algal phylogenetics. *PLoS One* 10:e0143795.
- Martin, G., P. Brzeska, M. Bučas, A. Doronina, K. Fürhaupter, M. Gerb, E. Glazkova, V. Jermakovs, G. Johansson, H. Kautsky, K. Kostamo, N. Kovalchuk & K. Torn, 2012. Checklist documentation and distribution data for Baltic Sea macrophyte species. *Baltic Sea Environment Proceedings* 130: 9-12.
- McLachlan, J., 1974. Effects of temperature and light on the growth and development of embryos of *Fucus edentatus* and *Fucus distichus* subsp. *distichus*. *Canadian Journal of Botany* 52: 943-951.
- McLachlan, J., L.C.M. Chen & T. Edelstein, 1971. The culture of four species of *Fucus* under laboratory conditions. *Canadian Journal of Botany* 49: 1463-1469.
- Munda, I. M., 2004. The structure and distribution of Fucacean associations in the Icelandic coastal area. *Acta Botanica Islandica* 4: 103-159.
- Pereyra, R., L. Bergström, L. Kautsky & K. Johannesson, 2009. Rapid speciation in a newly opened postglacial marine environment, the Baltic Sea. *BMC Evolutionary Biology* 9:70.
- Powell, H. T., 1957. Studies in the genus *Fucus* L. I *Fucus distichus* L. emend. Powell. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 36: 407–432.
- Prante, K., 1995. Ökophysiologie und Verbreitung der in der Kieler Bucht eingewanderten Art *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae). Diplomarbeit Universität Hamburg, 79 pp.
- Rice, E. L. & A.R.O. Chapman, 1985. A numerical taxonomy study of *Fucus distichus* (Phaeophyta). *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 65: 433-459.
- Rice, E. L., T.J. Kenchington & R.A.O. Chapman, 1985. Intraspecific, geographic-morphological variation patterns in *Fucus distichus* and *Fucus evanescens*. *Marine Biology* 88: 207-215.

- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2009. Species and synonym list of the German marine macroalgae based on historical and recent records. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 21: 7-135.
- Schueller, G. & A. Peters, 1994. Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). *Botanica Marina* 37, 471–477.
- Sideman, E. J. & A.C. Mathieson, 1983a. Ecological and genecological distinction of a high-intertidal dwarf form of *Fucus distichus* (L.) Powell. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 72: 171-188.
- Sideman, E. J. & A.C. Mathieson, 1983b. The growth, reproductive phenology and longevity of non-tide pool *Fucus distichus* (L.) Powell in New England. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 68: 111-127.
- Sideman, E. J. & A.C. Mathieson, 1985. Morphological variation within and between natural populations of non-tide pool *Fucus distichus* (Phaeophyta) in New England. *Journal of Phycology* 21: 250-257.
- Steen, H., 2003. Apical hair formation and growth of *Fucus evanescens* and *F. serratus* (Phaeophyceae) germlings under various nutrient and temperature regimes. *Phycologia* 42: 26-30.
- Tatarenkov, A., L. Bergström, R.B. Jönsson, E.A. Serrão, L. Kautsky & K. Johannesson, 2005. Intriguing asexual life in marginal populations of the brown seaweeds, *Fucus vesiculosus*. *Molecular Ecology* 14:647-651.
- Wallace, A. R., A.S. Klein & A.C. Mathieson, 2004. Determining the affinities of salt marsh fucoids using microsatellite markers: Evidence of hybridization and introgression between two species of *Fucus* (Phaeophyceae) in a Maine estuary. *Journal of Phycology* 40: 1013–1027.
- Wennberg, T., 1992. Colonization and succession of macroalgae on a breakwater in Laholm Bay, a eutrophicated brackish water area (SW Sweden). *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 65-77.
- Wikström, S. A., M.B. Steinarsdottir, L. Kautsky & H. Pavia, 2006. Increased chemical resistance explains low herbivore colonization of introduced seaweed. *Oecologia* 148:593-601.
- Wikström, S. A., T. von Wachenfeldt & L. Kautsky, 2002. Establishment of the exotic species *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae) in Öresund, Southern Sweden. *Botanica Marina* 45(6): 510-517.
- Zinova, A.D., 1953. *Opredelitel' burykh vodoroslei severnykh morej SSSR*. (Title transl.: Classification of brown algae of the northern seas of the U.S.S.R.), 225 pp. (153 illus.) Bot. Inst., Acad. Sci., U.S.S.R., Moscow & Leningrad. (In Russian).

Hendrik SCHUBERT*, Rhena SCHUMANN, Martin FEIKE, Arne SCHOOR, Carolin PAUL, Reinhard HEERKLOSS, Irena TELESH & Sergei SKARLATO

*University of Rostock, Biosciences, Aquatic Ecology, Albert-Einstein-Straße 3, D-18051 Rostock, Germany

hendrik.schubert@uni-rostock.de

Studying plankton community dynamics – an optimized mesocosm design

Abstract

An optimized mesocosm setup was designed for experimental investigation of the internal mechanisms (trophic relations and interactions between species and trophic levels) that drive plankton dynamics under the constant external conditions. This setup was used in two consecutive one year-long mesocosm experiments, each carried out in four replicates. In both experiments, all replicates had similar initial conditions; moreover, the abiotic parameters (temperature, irradiance and water movement) were kept stable throughout the experiment and were similar in all replicates. The experimental setup, including techniques for water mixing and control of temperature and light conditions, sampling procedures and methods of data analyses are described in detail. Some results for the starting period of the first experiment are shown (e.g., dynamics of total nutrients and seston properties). In one replicate, deviation of the measured parameters from those in the other three replicates was revealed which was not attributed to the external drivers. The overall results of the experiments demonstrated high degree of long-term stability of external drivers for plankton dynamics (light, temperature and salinity) as well as acceptable similarity of these parameters in the mesocosm replicates. The applicability of this approach and experimental design for unraveling the internal mechanisms of plankton dynamics is discussed.

Keywords: Experimental setup, mesocosm, plankton dynamics, salinity, irradiance, temperature, variability

1 Introduction

Plankton consists mainly of short-living, small organisms that demonstrate large ecological, physiological and taxonomic diversity. Consequently, plankton communities exhibit high variability in time and space, which is difficult to register and sample with adequate frequency and spatial resolution in nature, where abiotic triggers such as irradiance, water movement and temperature fluctuate at different timescales ranging between milliseconds (irradiance) and hours (temperature). Being a part of the overall matter cycle, plankton organisms interact using intra-trophic

mechanisms (i.e. relations within one trophic level), e.g., competition for nutrients, as well as experience trophic interactions (grazing or predation), the latter processes back coupling to nutrient availability. As a result, plankton dynamics are hard to describe empirically due to sampling restrictions. Therefore, causal analysis of plankton dynamics, trophic and other interactions like competition, symbiosis etc. is only possible on a very rough scale for natural communities, explaining at the very best just the cumulative plankton reactions to master factors when they are dominating for longer periods of time.

Meanwhile, laboratory investigations of plankton dynamics at the species and community levels can provide an insight into a fascinating world of those interactions in plankton, including the complex triggering, controlling and feedback mechanisms that drive plankton dynamics. Moreover, results of experiments with plankton communities can even raise a question whether or not chaotic behavior is a part of plankton dynamics, since BENINCÁ et al. (2008) put forward strong arguments in favor of chaotic behavior of the species-reduced plankton communities in a long-term mesocosm experiment.

The inspiring results published by BENINCÁ et al. (2008), however, are vulnerable in two aspects. First, the analysis was based on a single experiment and, therefore, no replicates were available. The second problem was the lack of long-term environmental stability in the mesocosm during the experimental phase. In the experiment by BENINCÁ et al. (2008), which lasted during ca. 10 years, temperature was kept constant only in a very rough manner, by using aquarium heaters for a long period of time; additionally, the effect of sampling, which might have shifted the nutrient regime over time, was not considered.

Therefore, one of the targets of the approach presented in this study was to develop an experimental setup allowing for establishing the replicate plankton communities that can be investigated under the identical conditions with respect to initial environment as well as the abiotic conditions throughout the experimental phase. The second target of this study was to develop a mesocosm setup allowing for maximum long-term stability of the main abiotic triggers of plankton dynamics such as temperature, irradiance and water movement.

This paper describes in detail the optimized mesocosm experimental design aimed at solving both problems mentioned above. The obtained results are discussed in terms of long-term stability of the experimental conditions and comparability of abiotic parameters in different replicate mesocosms.

2 Material and methods

2.1 Description of the mesocosm setup

A set of four identical plastic barrels with a volume of 120 L each and a water level of 72 cm formed the mesocosm compartments for plankton incubation. Each mesocosm was surrounded by a water jacket for temperature control. The water jacket consisted of a 300 L vessel for each mesocosm; the individual water jackets were interconnected by tubes and formed a closed thermostabilizing system (Figure 1), driven by an immersion pump (AquaMedic, OR3500) and controlled by a cryostat

(AquaMedic, SK2). The aim was to keep water temperature at about 20°C throughout the entire 1 year-long experimental phase inside all mesocosms.



Fig. 1: Mesocosms setup with 4 replicates, each mesocosm (blue barrel) is surrounded by a water jacket (green barrel), which are interconnected by tubes and a pump.

To prevent formation of abiotic gradients and biotic stratification, each mesocosm was equipped with a stirrer (MFA/Como Drills; 919D Series connected to a 9.5 cm-plastic-propeller), placed at a water depth of 37 cm (Figure 2). A slow rotating speed of 72 rounds/min and a stirring regime of 5 min on and 5 min off resulted in gentle circulation of water in the mesocosms without resuspension of the sediment layer.

The mesocosms were covered with transparent acryl plates in order to diminish evaporation and heat losses. Illumination under a 12 h/12 h dark/light cycle was provided by halogen energy-efficient lamps (OSRAM DuluxStar Mini Twist 23W/825), allowing for a maximum of about 135-140 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ incident irradiance at the uncovered water surface.

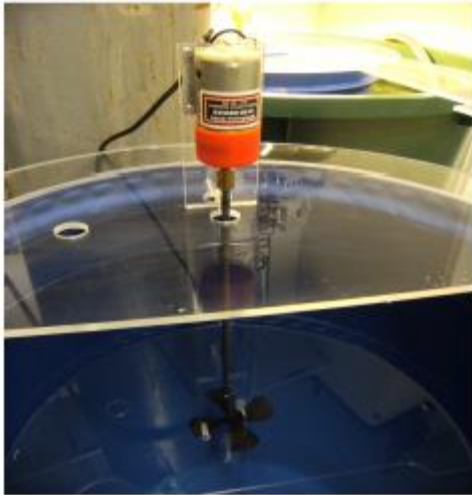


Fig. 2: Stirring system. Above the transparent cover plate, an electronically controlled motor drives a 4-paddle propeller at 37 cm water depth.

2.2 Inoculation procedure

The four mesocosms were used for each of the two experiments, the first starting in July 2010 and lasting until August 2011, and the second – in December 2012 through December 2013.

The first experiment (2010-2011) was started with a 1:4 mix of water obtained from a previously constructed species-poor mesocosm setup (started in 2008 with water initially collected in a coastal lagoon of the Baltic Sea, the Darß-Zingst Bodden, site Zingster Strom) mixed with natural water taken in July 2010 from the same site. These 3 parts of “new” brackish water contained the natural plankton community. Additionally, 4 L of sediment were collected at Fuhlendorf (9 km distance from the site Zingster Strom) for adding to the barrels. The sediment was first homogenized gently, then divided into equal portions and added into the replicate mesocosms. The resulting thickness of the bottom sediment layer in each barrel was 2.5 cm. From the sediment, resting eggs of zooplankton species and phytoplankton cysts could develop, thus adding more species to the initial plankton complex.

The second experiment (2012-2013) was initiated by splitting the content of one of the previously used mesocosms (vessel C in the first experiment) and dividing the water equally to fill in the four new mesocosms. The inside walls of all vessels were carefully cleaned with brushes prior to filling them in. Each mesocosm was supplied with 2.2 L of sediment after retrieving and carefully homogenizing the sediment from the previously used mesocosms. The remaining water from three other mesocosms left from the first experiment was filtrated through gauze (mesh size 20 μm), well mixed and redistributed to four new mesocosms. This procedure should have equalized plankton composition and biomass as well as nutrient content in the four new replicate mesocosms. Water losses were filled up with filtrated (20 μm) biotope water from the same site as for the first experiment. A reserve of filtrated biotope water was kept in the laboratory in darkness to compensate water lost by sampling during the experiment. We assumed that the 20 μm filtrates should have contained most of the phytoplankton. Zooplankton from the initial vessel C was redistributed equally between 4 new replicate mesocosms and thus its biomass was reduced to $\frac{1}{4}$ of the initial zooplankton biomass.

2.3 Sampling and measuring regime

Sampling in both experiments was carried out twice a week (every Monday and Thursday); separate sampling equipment was used for each mesocosm to prevent an interchange of organisms. Brushing the barrel walls for removing microbial layers was performed weekly. Replacement of water losses due to sampling was done monthly using filtered (GF92, Whatman) inoculation water from a reservoir which was kept in darkness since the installation of the respective experiment. Since evaporation from the barrels was efficiently reduced by the covering plates, the water volume replaced monthly (mean of 1.3 L month⁻¹; PAUL 2011) matched well the amount of water taken from the vessels by sampling (1.2 -1.4 L month⁻¹).

During the experiments, irradiance was measured at a defined place in the middle of the transparent cover plate by means of a LiCor250 PAR-meter. Additionally, the sensor was placed first to the center and then directly at the wall of the mesocosm, to estimate shadowing effects of the barrel walls.

Salinity and water temperature were measured by means of a conductivity meter (LF320, WTW); pH was measured by a pH-meter (pH90, WTW). These parameters were evaluated in the samples taken for nutrients and plankton analysis.

For nutrient analysis, 50 mL of water from each mesocosm were filtered (GF/F, Whatman), from which 17.5 mL were used immediately for ammonia determination and 20 mL were frozen at -20°C until determination of o-phosphate, nitrate and nitrite. The remaining amount of sampled water was used for bacteria (including picocyanobacteria) counting after fixation by glutardialdehyde (25% solution) added to reach a final concentration of 1%. Bacterial counting was performed within 2 months; the samples were stored in darkness in a refrigerator until analysis.

In addition to the measurements that were carried out twice a week, samples for determination of total nitrogen and total phosphorus, chlorophyll content, phytoplankton biomass and species composition, phytoplankton growth experiments, protist abundance and biomass were taken monthly. For chlorophyll *a* (Chl *a*) determination, 50 mL of sample water were filtered (GF/F, Whatman), the filters were frozen at -20°C until analysis. Total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were determined from the unfiltered samples (ca. 50 mL). Phytoplankton samples (20 mL) were fixed with Lugol's solution and stored refrigerated in darkness. Phytoplankton growth experiments required additional 20 mL of the unfiltered sample, and samples for protists determination – 15 mL. However, all those samples were taken sporadically but not regularly throughout the entire experiment. TP and TN were quantified from November 2010 to February 2011, Chl *a* – from September 2010 to March 2011, phytoplankton growth – from November 2010 to March 2011, phytoplankton composition – from July 2010 to March 2011, and protists – from July 2010 to June 2011.

2.4 Nutrient concentrations

All nutrients, elements, and pigments (as well as plankton organisms) were estimated by procedures, which are described in the HELCOM Manual "COMBINE" (HELCOM COMBINE 2015) and established by the respective analytical norms developed by the DIN or ISO institutions as well as the quality measures proposed by the BMLP (German Federal and State Monitoring Programme). Here, we only cite

the COMBINE manual and the most often used analytical textbook (GRASSHOFF et al. 1999), since all documents mentioned above are in good agreement. In addition, we acknowledge some of the earliest method descriptions (see below). All nutrients were estimated without replicates; therefore, the combined standard deviations were calculated using the results of the other samples from the respective nearest data set, which usually contained 3-4 replicates.

Ammonium concentration was determined as an indophenol-blue dye (LUBOCHINSKY & ZALTA 1954 cited in GRASSHOFF et al. 1999). Pre-heated glass tubes (4 h at 180°C) were used. Blank values were determined in de-ionized ultrapure water (conductivity <0.055 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Absorbance was measured at 630 nm in a UV-mini 1240 (Shimadzu) spectrophotometer. Reagents were replaced every 4 weeks. Usually, a 5 cm cuvette was used; 1 cm cuvettes were chosen at higher concentrations ensuring that a maximum absorbance value of 0.6 never got exceeded. Limit of quantification (LOQ) was 0.7 $\mu\text{mol L}^{-1}$. The combined standard deviation of samples and standards amounted to 8.0 % (in 2011).

Phosphate was determined as a molybdenum blue complex (MURPHY & RILEY 1962) always in a 5 cm cuvette in a Hach photometer (DR 3900). LOQ was 0.15 $\mu\text{mol L}^{-1}$. LOQ was much better as this procedure was re-transferred to a segmented analyzer (MALCOLM-LAWES & WONG 1990). The combined standard deviation of samples and standards amounted, nevertheless, to 10.6% in 2013, which is attributed to the dominance of very low phosphate concentrations near the LOQ in lagoon waters.

Nitrate was reduced over cadmium particles to nitrite, which resulted in a value of NO_x (GRASSHOFF 1970 and many other methods cited in GRASSHOFF et al. 1999). Nitrite was determined as an azo dye (BENDSCHNEIDER & ROBINSON 1985). Nitrite was subtracted from NO_x ; the result was nitrate. Both procedures took place in a (segmented) continuous flow analyzer (Alpkem PFA300). LOQ was 0.3 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Samples standard deviation was 9.3% for concentrations <10 $\mu\text{mol L}^{-1}$, which reflects the majority of field samples and samples from the mesocosms presented here.

2.5 Total phosphorus and nitrogen in seston

Total phosphorus and nitrogen in seston was digested by oxidation with peroxodisulphate (HANSEN & KOROLEFF 1999). A spoon full of a commercial powder mixture (Oxisolv® Merck) was added to 15 mL seston samples (TP) or 1:4 diluted samples for TN in Teflon tubes. Samples were digested at high temperature and pressure in a microwave (Miele M688) at 450 W for 2 times. Samples were cooled down to <50°C and transferred into glass tubes.

A set of samples (for TP) was neutralized with nitrophenol as an indicator, which turns yellow after adding some droplets of ammonia solution. Samples were titrated back to normal (colorless) by 1 N HCl. Samples were stocked up to 20 mL and stored frozen until phosphate quantification.

The other digested samples (TN) were neutralized after acidification with 1 mL 0.9 N H_2SO_4 with phenolphthalein as an indicator upon titration with 0.12 n NaOH. Then, 1 mL of 5 N NH_4Cl was added; samples were restocked to 20 mL and stored frozen for nitrate determination.

We do not provide LOQs and standard deviations for these methods here since they were not used anymore. Nevertheless, we chose the best estimates to describe seston properties here roughly. The main problem with single vessel digestion in a normal microwave was poor control by blanks or standards, since energy input strongly depends on the vessel position in the oven. Later, we applied a so called sub-boiling digestion (normal oven at 90°C) in Teflon vessels (HUANG & ZANG 2009) that do not need to be pressure-stable. All quality parameters for this TP determination are published in BERTHOLD et al. (2015) and are likewise satisfactory for TN (not shown).

2.6 Chlorophyll *a*, phytoplankton and bacteria

Chlorophyll *a* was extracted only from one subsample during each sampling procedure, in order to save plankton biomass in the mesocosms. Frozen samples were extracted in 3 mL 96% ethanol for 12-14 h at 5°C (HELCOM COMBINE 2015). Ethanolic extraction was proposed especially for cyanobacteria and green algae (e.g. SARTORY & GROBBELAAR 1984). Filters and cell debris were removed by centrifugation. The supernatant was measured in a Shimadzu UV 2401 PC in halfmicrocuvettes. Chl *a* concentration was calculated from absorbance at 665 and 750 nm (PARSONS 1966). Sample reproducibility was 3.4% in samples from the Zingster Strom in 2011 (own data).

Phytoplankton composition was determined in Lugol-fixed samples (LUND et al. 1958, UTERMÖHL et al. 1958) under an inverted microscope (Carl Zeiss Telaval) at magnifications of 200 x or 400x. Phase contrast was used always. At least 100 individuals (cells, filaments or colonies) were counted for 3-5 dominating species at more than 20 separate areas of a chamber. Alternatively, 500 individuals were counted in total. Determination of cyanobacteria followed the taxonomic concepts of KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1999 and 2005), and PANKOW (1990) was used for identification of green algae and diatoms. If the genera names are mentioned, the respective latest synonyms are used according to algaebase (<http://www.algaebase.org>), which is used by monitoring agencies. In special cases, these names are cross-referenced by the literature given in the HELCOM COMBINE (2015) manual as well as the recent determination key for Nostocales (KOMÁREK 2013).

There is one major difficulty is calculation of cell numbers and biomass of cyanobacterial colonies which is crucial to mention here, because such cyanobacteria dominated the experimental phytoplankton community, at least initially. Three major colony groups were defined: rod shaped cells (*Aphanothece*, *Cyanonephron*, *Cyanodictyon*), spherical cells (*Microcystis*), and larger spherical and ovoid forms on gallert stalks (*Gomphosphaeria*, *Snowella*, *Woronichinia*). Cells per colony of the "*Aphanothece*" type were enumerated in 10 colonies per sample at high magnification using their autofluorescence (see below). The other colony types were only represented by few individuals in the samples.

Solitary cyanobacterial cells and heterotrophic bacteria were counted under an epifluorescence microscope (Olympus BX51 objective UPlan FL 100 NA 1.3 Oil). Usually, more than 100 cells were counted per sample at green excitation (filter cube U-MWG2). Samples with very low abundances were screened for about 30 cells.

Bacteria were stained with DAPI (PORTER & FEIG 1980, 91 $\mu\text{mol L}^{-1}$, 5 min), filtered onto black stained isopore track edged membranes (polycarbonate, 0.2 μm pore size), and mounted between slide and cover slip by immersion oil. In most samples, more than 400 cells were counted per slide under UV excitation (filter cube U-MWU2). Samples with very low bacterial abundances were screened for at least 150 cells per filter. In both cases, ocular grids were used to adjust counting area to cell number.

2.7 Protists (ciliates and some flagellates)

Ciliates and larger flagellates (mostly dinoflagellates) were counted in rafter chambers at a magnification of 32x (Euromex lab microscope). There were as many replicates of 0.5 – 1 mL counted as needed to examine at least 30 individuals in total. Cells were measured for their main axes (length and width) with an increment of 5 μm . Genera or higher taxonomic groups of ciliates were determined according to TELESH et al. (2009).

Flagellates <15 μm were counted in Bürker chambers (volume 0.9 μL) at a magnification of 100x. Six to 8 replicates were investigated so that total cell numbers added up to at least 30 cells. Taxonomic work was not possible for these living samples except for identification of the group Cryptophyceae. All cells were measured with an increment of 2 μm .

Biovolume was calculated from length and width using sphere's or spheroid formulas. Fresh mass was calculated applying a cell density of 1.04 g cm^{-3} (HEERKLOSS & VIETINGHOFF 1981).

Metazooplankton

Metazooplankton samples were taken twice a week by filtering 10 L of water through gauze with mesh width 56 μm . The filtrate was returned into the respective mesocosm. This procedure intended to mimic grazing by organisms from the higher trophic levels, which were not included in the experimental plankton communities in the mesocosms. On a volume basis, 17% of zooplankton larger than 56 μm was removed per week.

The extracted zooplankton was transferred into 18 mL of tap water, fixed with 2 ml formaldehyde (37%, buffered with borax) and stored in 20 mL tubes. For counting, the samples were concentrated using gauze (56 μm mesh width) into a volume of 2 mL and transferred into two 1 mL cylindrical counting chambers. Both chambers (= one sample) per date were analyzed; zooplankton was counted under a light microscope (Olympus BH2) at 100x magnification.

Two most common copepod crustacean species in the mesocosms were *Eurytemora affinis* and *Acartia tonsa*, both – typical zooplankters in the brackish inner coastal waters. Cyclopid copepods were not determined to the genus level. All copepods were counted in the following units: nauplii I-III, nauplii IV-VI, copepodits I-III, copepodits IV-VI, adult males and females. Rotifers were identified to the lowest possible taxonomic level and counted; specimens with eggs were counted separately. Genus and species determination of rotifers and copepods was based on TELESH & HEERKLOSS (2002, 2004). Biomass values per animal and stage were adopted from FEIKE & HEERKLOSS (2009).

3 Results

3.1 Irradiance

In the case of using a single bulb as a light source, horizontal gradients in surface irradiance are unavoidable. In order to compare these gradients between the mesocosms, measurements were done in the center as well as close to the walls of the barrels and percent of reduction of irradiance was calculated (Figure 3).

For all mesocosms, irradiance close to the barrel walls was reduced by about 80% if related to the irradiance at the center of the cover plate. Whereas irradiance reduction in barrels A and B was comparable ($79.5\% \pm 1.7$ and $78.1\% \pm 1.6$, respectively), barrel C showed a less pronounced reduction ($75.2\% \pm 0.96$) and barrel D – an enhanced reduction of irradiance ($80.5\% \pm 0.57$).

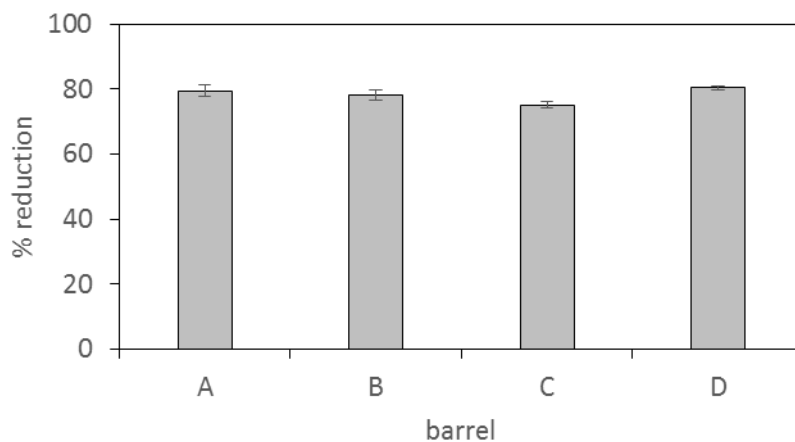


Fig. 3: Irradiance homogeneity. Shown is reduction of irradiance, expressed as percent of irradiance measured close to the barrel walls *versus* the maximum irradiance value in the center of the cover plate (mean values with standard deviation, $n=3$); A, B, C and D – four mesocosm barrels.

With respect to long-term stability, ageing of light sources leads to changes in spectral composition as well as brightness. Figure 4 shows the mean irradiance and its standard deviation, calculated from the measurements on top of the 4 mesocosms. Irradiance was reduced intentionally by changing the position of lamps after the first two months of the experiment. The reduction was done because one of the barrels (D, see Figure 5) received less light (for the unknown reason) after the first adjustment. Within a week, incident irradiance decreased by about 20% and then became stabilized. This effect could only be adjusted by reducing irradiance for all mesocosms to the level of barrel D. After this adjustment, the position of lamps was kept constant.

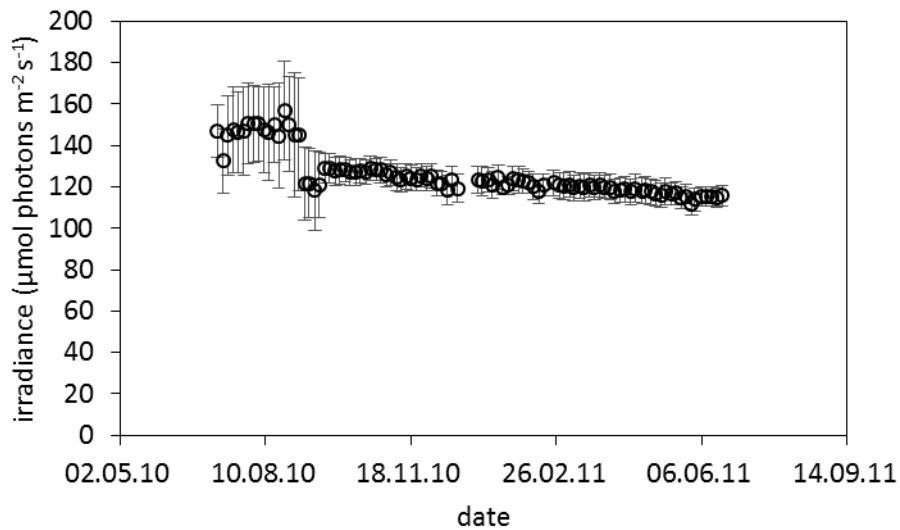


Fig. 4: Incident irradiance. Shown are mean irradiance values measured in the center of the cover plates of the 4 mesocosms, and standard deviations (of the measurements of the 4 mesocosms) for the first experiment.

As can be seen from the standard deviation values, differences between the mesocosms decreased after reducing incident irradiance on September 2, 2010 (Figure 4). The adjustment was done by lifting the lamps individually until comparable irradiance was measured in all mesocosms. Figure 5 shows the deviation from mean irradiance for the individual barrels at the respective sampling date.

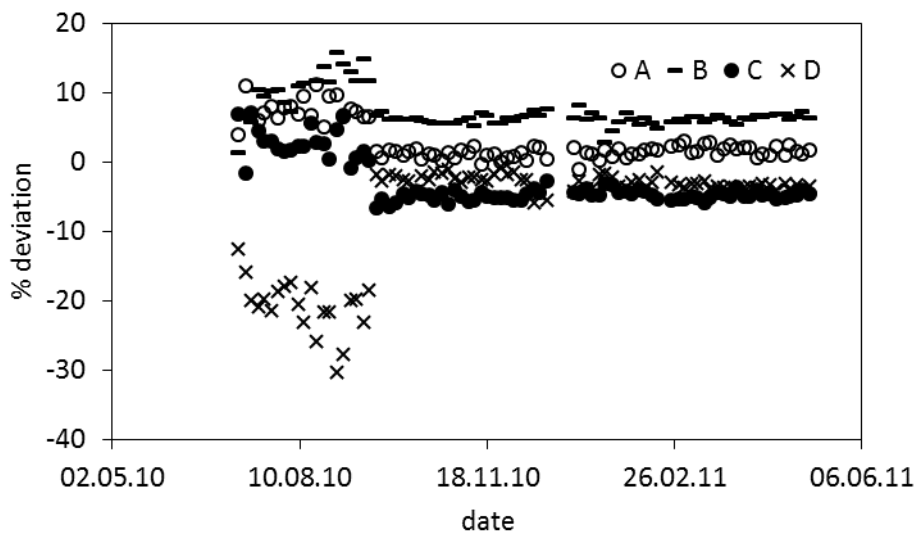


Fig. 5: Deviation (%) of incident irradiance measured on top of the individual barrels from mean value measured at the respective sampling date of the first experiment; A, B, C and D – mesocosms.

It can be seen in Figure 5, that the large standard deviations before reduction of irradiance were mainly caused by barrel D (crosses) receiving less light than the others. After the adjustment, consistently small differences in the incident irradiance were measured throughout the first experimental phase.

During the second experiment, irradiance was adjusted again after a first initial period, allowing the lamps to adjust themselves. For this, after the first month irradiance was reduced to a level comparable to the first experiment for all 4 mesocosms on 10.01.2013.

Figure 6 shows the mean irradiance measured on top of the 4 mesocosms together with the standard deviation. After the initial shift, mean irradiance still fluctuated, whereby the fluctuations were not uniform for all compartments.

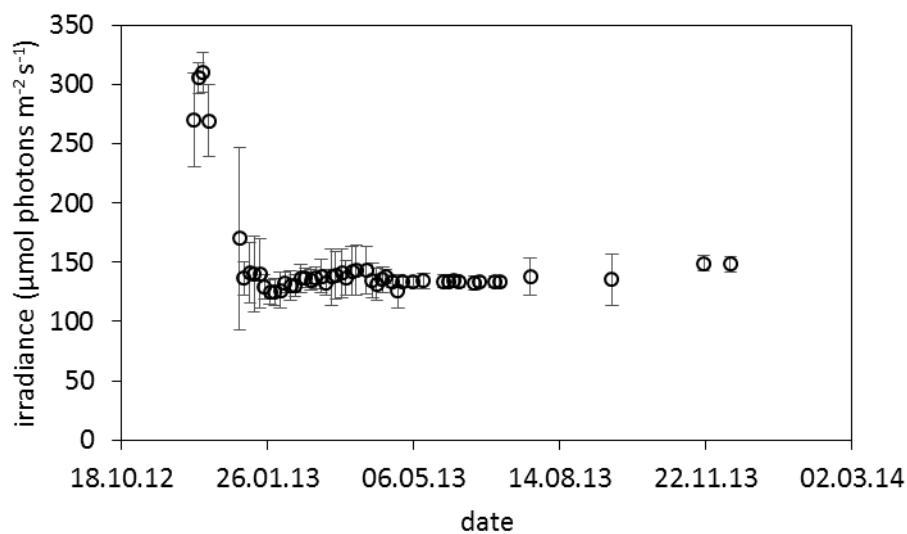


Fig. 6: Incident irradiance. Shown are mean irradiance values measured in the center of the cover plates of the 4 mesocosms and standard deviations (of the measurements of the 4 mesocosms) for the second experiment.

As can be seen in Figure 7, showing the percent of deviation of the irradiance measured for the individual barrels from the mean value for the respective sampling, barrel A had a continuous tendency for higher values; barrel C showed lowest values throughout almost the entire experimental phase.

Figure 8 summarizes the differences between incident irradiance measured for all mesocosms. It becomes obvious, that mean irradiance differed between the experiments as well as between mesocosms, which has to be taken into account when discussing differences between the replicates.

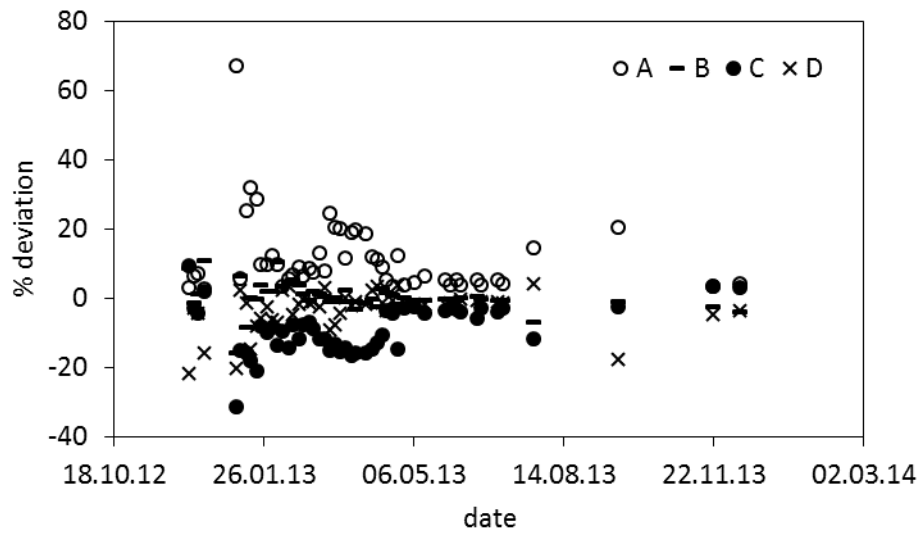


Fig. 7: Deviation (%) of incident irradiance measured on top of the individual barrels from mean values measured at the respective sampling dates of the second experiment; symbols – see legend to Figure 5.

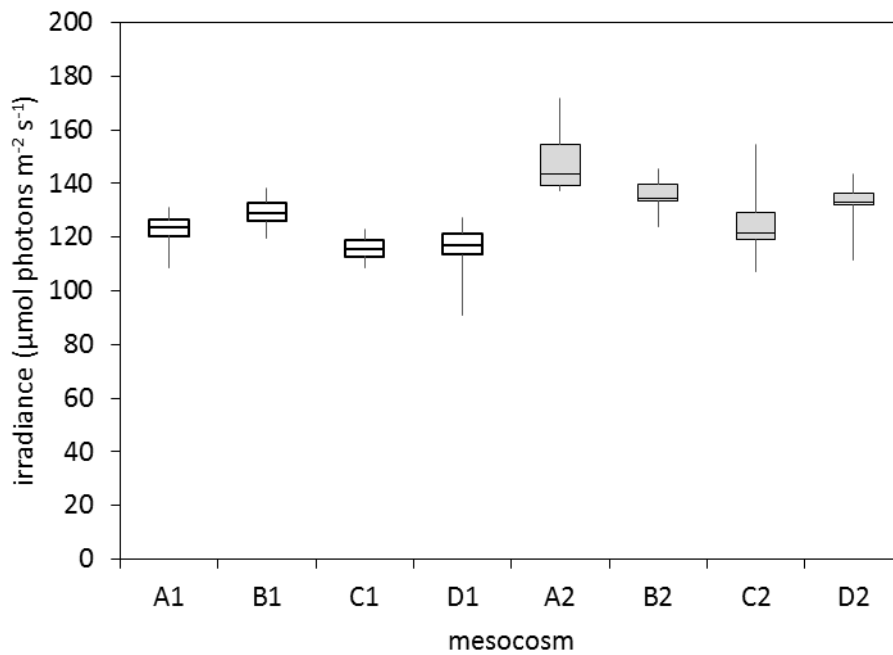


Fig. 8: Box-Whisker plot of irradiance values of the individual mesocosms in both experiments. Shown are minimum, median and maximum values as well as the 25% and 75% quartiles of the values measured after the initial phase of two (first experiment) or one (second experiment) month of enhanced illumination. Box-Whiskers were plotted by Excel and the Quartile.Inkl function. A1, B1, C1 and D1 – mesocosms of the first experiment; A2, B2, C2 and D2 – mesocosms of the second experiment.

3.2 Temperature

Figure 9 summarizes the temperature readings for the first experiment. Mean temperature was kept constant successfully, with a slight increase towards the end of the experiment. There were slight differences between the replicates; only barrel A showed a specific trend to slightly enhanced temperatures. This barrel was also responsible for the tendency of the increasing mean temperatures for the whole experiment towards the end of the experiment. However, overall difference between the barrels was pretty low, reaching 3.8% (i.e. less than 0.5°C) at the outermost.

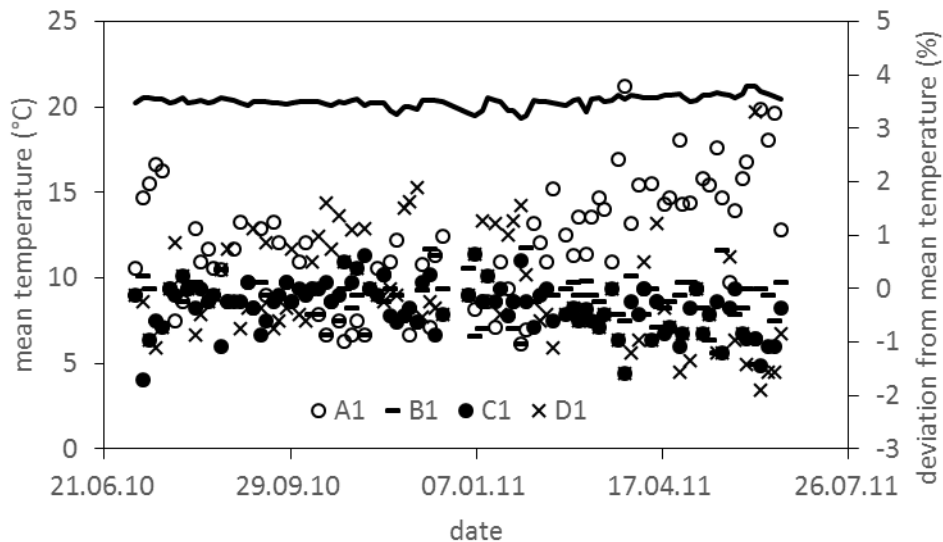


Fig. 9: Temperature data for the first experiment. Shown are mean temperature values (black line, left Y-axis) for all 4 mesocosms as well as deviation (%) from the mean temperature (symbols, right Y-axis, see legend to Figure 5) for the individual mesocosms at the respective sampling dates. A1, B1, C1 and D1 – see legend to Figure 8.

In the middle of the second experiment, a sudden shift in temperature occurred for about a week due to overheating of the cryostat (Figure 10). Temperature was peaking at 25.3°C instead of the mean 20.6°C. Except for this period of time, mean temperature was kept rather stable, but by far not that exact as in the first experiment. However, differences between the mesocosms were smaller compared to the first experiment irrespective of the fact that barrel A still had a tendency to the enhanced values.

Figure 11 summarizes the temperature readings for both experiments. Except for the peak during the second experiment, temperature fluctuations were kept well below 3°C for all mesocosms for the entire experimental phase; differences between the mesocosms were below 0.5°C.

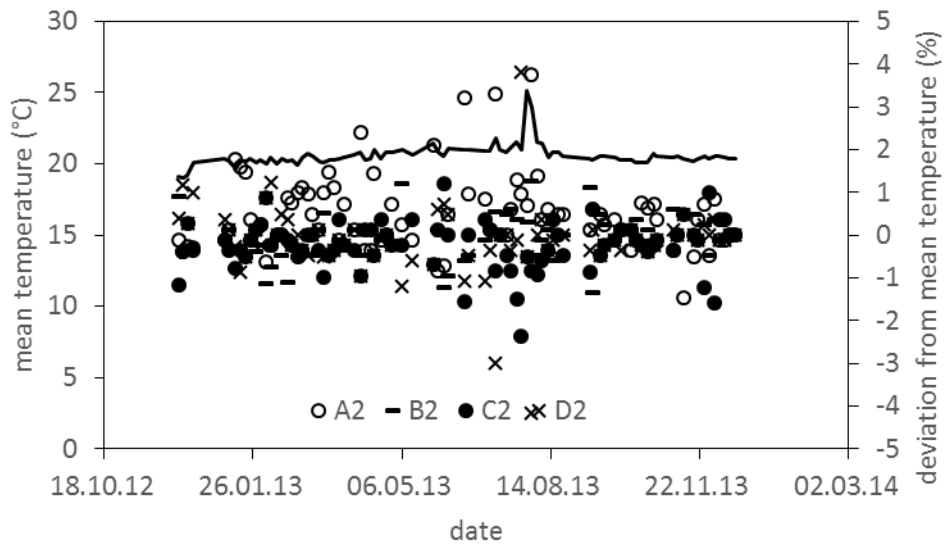


Fig. 10: Temperature data for the second experiment. Shown are mean temperature values (black line) for all 4 mesocosms as well as deviation (%) from the mean temperature for the individual mesocosms at the respective sampling dates. A2, B2, C2 and D2 – see legend to Figure 8; symbols – see legend to Figure 5.

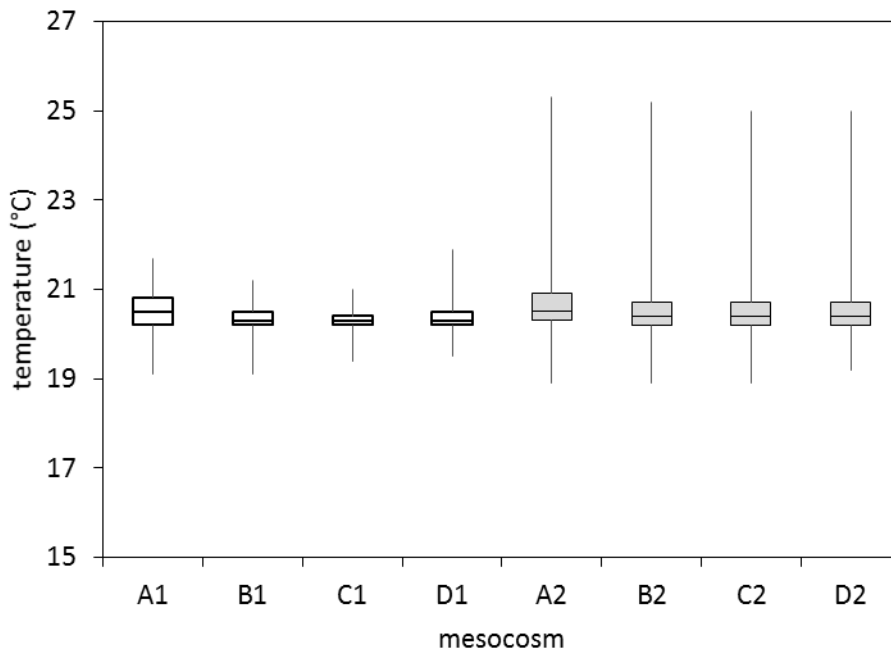


Fig. 11: Box-Whisker plot of temperature values of the individual mesocosms in both experiments. Shown are minimum, mean and maximum values as well as the 25% and 75% quartiles. Y-Axis stretched.

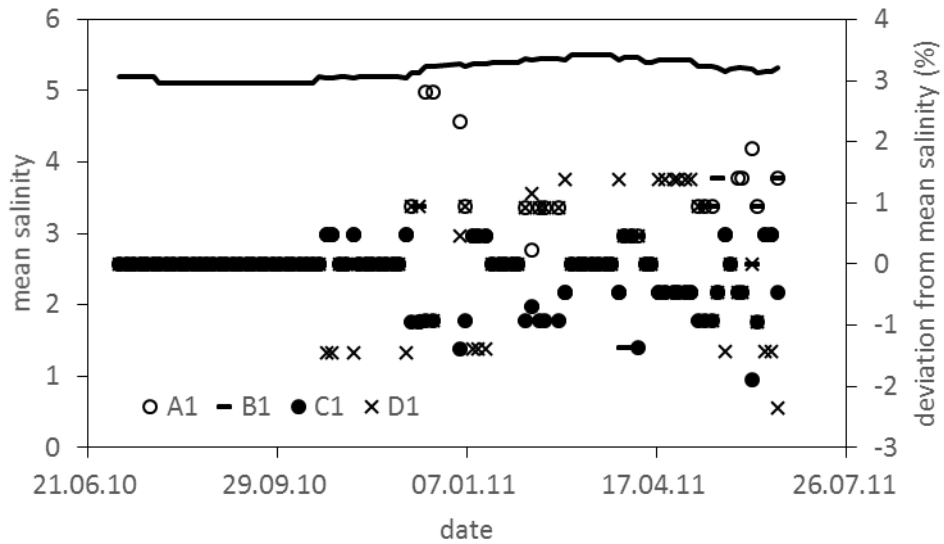


Fig. 12: Salinity data for the first experiment. Shown are mean salinity values (black line, left Y-axis) for all 4 mesocosms as well as deviation (%) from the mean temperature (symbols, right Y-axis, see legend to Figure 5) for the individual mesocosms at the respective sampling dates.

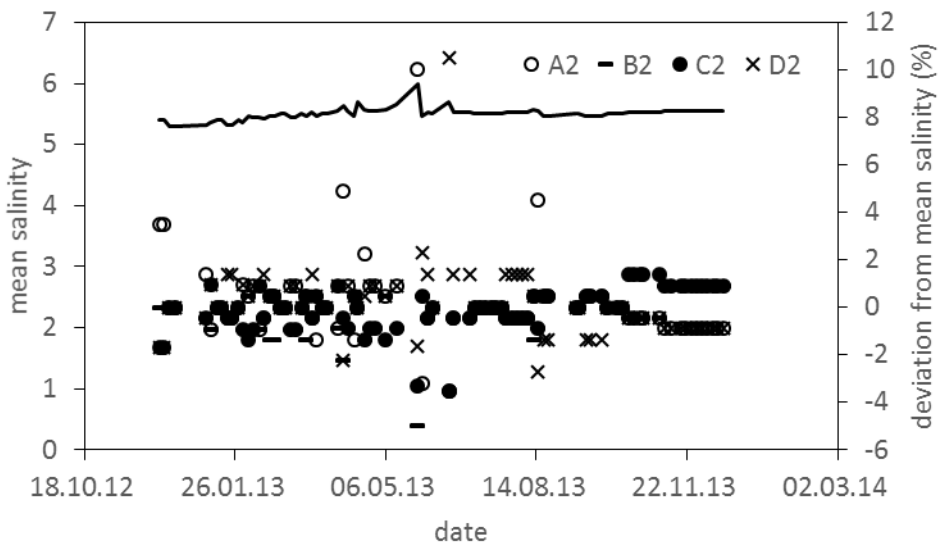


Fig. 13: Salinity data for the second experiment. Shown are mean salinity values (black line) for all 4 mesocosms as well as deviation (%) from the mean salinity (symbols, right Y-axis, see legend to Figure 5) for the individual mesocosms at the respective sampling dates.

3.3 Salinity

Since replacement of sample volume was unavoidable, salinity, which is also a potential master factor, had to be measured. Figure 12 gives an overview about salinity measurements for the first experiment, and Figure 13 – for the second one.

In both experiments, salinity showed only small changes in the course of time. In the first experiment, the slight increase in salinity with time might indicate evaporation, which has led to an increase of the mean salinity via refilling of the barrels with brackish water. However, all mesocosms stood completely uniform during the entire first experiment; differences between them were still minor until the end. Two peaks in the middle of the second experiment were caused by outlier values of barrels A2 and D2, which were, most probably, erroneous readings, because the following values were back to the mean again.

Figure 14 gives an overview about salinity for both experiments. Except for the outliers A2 and D2, mentioned above, salinity was kept stable within a range of 0.5, without consistent differences between the mesocosms of each experiment.

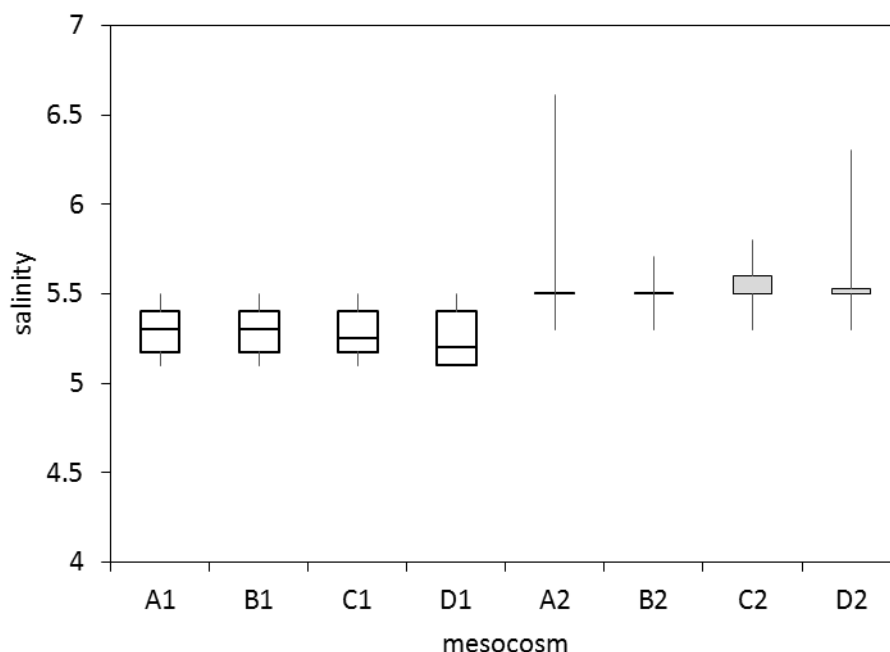


Fig. 14: Box-Whisker plot of salinity values of the individual mesocosms in both experiments. Shown are minimum, mean and maximum values as well as the 25% and 75% quartiles. Y-Axis stretched.

3.4 Example of peculiar results on seston and phytoplankton

Here we describe a specific situation which refers to the period of time 2-3 months after the initial splitting of sediments and seston into the 4 mesocosms as well as the adjustment of light conditions during the first experiment. A peculiarity of that time span consisted of the fact that phytoplankton declined in all 4 mesocosms during just that period, in spite of the considerable amount of nutrients (see the percentage of readily available plant nutrients in Table 1). The data for barrel D was

particularly surprising since concentration of nutrients there was even higher than in the other 3 barrels.

The TN:TP ratios (total concentrations) were rather high compared to the demand of algae (Redfield ratio 16:1) and ranged between 42:1 and 100:1 (Table 1). Those high ratios were caused by comparably low TP values in barrels A-C compared to field samples. Phytoplankton communities in all 4 mesocosms were declining fast. The differences between barrels on the first date observed (23rd of September) were attributed only to different speed of the phytoplankton breakdown. Thus, in barrel D the TP values being almost 3 times higher than elsewhere, caused a very low biomass to TP ratio, which was 5 to 11 times lower than in barrels A-C (Table 1).

Tab. 1: Average (median) concentrations of total nutrients ($\mu\text{mol L}^{-1}$), portion of free dissolved nutrients (%), DIN, dissolved inorganic nitrogen), phytoplankton biomass as chlorophyll *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) and ratios of TN:TP (on a mol basis) and Chlorophyll *a*:TP (g:mol) in 4 mesocosms (A-D) during the first experiment; n – number of observations over the winter period 2010/2011.

	A	B	C	D	n
TP	1.1	1.2	1.3	3.0	4
% phosphate	33	20	26	45	4
TN	105	109	106	136	5
% DIN	5.4	6.8	4.9	23.6	5
TN:TP	100	88	82	42	4
Chl <i>a</i> on 23. Sep	55	17	16	103	1
Chl <i>a</i>	12	17	19	12	7
Chl <i>a</i> :TP	48	54	100	9	4

4 Summary

Unraveling the role of internal mechanism contributing to plankton dynamics observed under field conditions requires stability of potential external triggers, especially irradiance, temperature and salinity, which have been shown to be master factors for plankton communities by several authors (e.g. SAGERT et al. 2008 and references therein).

For this reason, an experimental mesocosm setup targeted on achieving maximum long-term stability of the above-mentioned factors has been designed and tested. Irrespectively of the considerable effort spent for maintaining stability of these parameters at a constant level, certain fluctuations still occurred. Irradiance, as almost the sole energetic base for the whole food web in this kind of long-term experiments, shifted due to ageing of the bulbs in the first experiment by almost 10%. This fact must be taken into account when discussing the results with respect to phytoplankton species composition as well as food web dynamics. Moreover, in both experiments differences between the mesocosms were observed. So, mesocosm D1 received almost 13% less energy compared to B1. In the second experiment, differences between the mesocosms were even larger: C2 and A2 differed by 17% of the received energy, as calculated for the whole experimental period.

Variability of temperature was successfully maintained stable in a range of less than 3K for total variation, except for a short period during the second experiment. Consequently, the results of the second experiment must be interpreted with caution, because in that case, temperature was elevated accidentally by 5K for about a week and this event, most probably, would have influenced the biotic processes. So, this specific period of time must be regarded as an external disturbance, after which biotic interactions had to re-adapt. With respect to comparability between the replicates, the mesocosm A1 differed consistently from B1-D1 by slightly higher temperatures.

Salinity was not expected to change much in a closed system. Replacing the water volume (lost due to sampling) with the original habitat water should have prevented gradual changes, which otherwise might have driven some species to the edge of their physiological limits (TELESH et al. 2011). However, even if the noise caused by technical limitations is ignored, a slight increase in salinity was observed in both experiments. This increase can only be explained by evaporation still going on irrespective of presence of the cover plates. The resulting shift in salinity by about 0.3 (first experiment) or 0.2 might be minor and it is less likely that this might have caused major biological effects. Moreover, comparability between the replicates with respect to salinity was achieved in full during both experiments.

Nevertheless, there was still one replicate (barrel D in experiment 1), which deviated in its element concentrations from all other replicates, and this deviation could not be explained by abiotic drivers that differ so little elsewhere.

5 Conclusions

The optimized mesocosm setup, designed for experimental investigation of the internal mechanisms that drive plankton dynamics under the constant external conditions, was successfully used in two consecutive mesocosm experiments, each one year long, that were carried out in four replicates. However, irrespective of all efforts, only partial long-term stability of the external factors was achieved in this study. This result gives a warning for interpretation of the long-term experiments, especially when the experimental parameters are sampled with low frequency, or when the conclusions rely only on start-end measurements of the abiotic characteristics. Moreover, our results highlight the importance of repeated measurements of the experimental parameters in all replicate mesocosms, irrespective of similarity (or even identity) of light source and automated temperature control. The residual differences in abiotic conditions between the replicates as well as through time must be tested for their impact on the biotic interactions in the long-term experiments, as it will be done in a forthcoming paper dealing with the biotic components of the experiments described here. We can also draw the conclusion about the necessity of setting up more mesocosm replicates than the minimum needed number; in such a case, the outliers can be easily identified and excluded from the analysis in order to enhance the accuracy of experimental results.

Acknowledgements

We thank the BMBF (Project 01DJ12107, Ulrich-Schiewer-Laboratorium für experimentelle aquatische Ökologie) for funding. We are very grateful for mesocosm maintenance, sampling and usage of special research methods by Gerda Hinrichs (zooplankton counting), Claudia Lott (pigment extraction), Birgit Munzert (zooplankton counting, pigment absorbance and fluorescence), Juliane Müller (ammonium measurements) and Rita Wulff (measurements of all other nutrients). Procurement of equipment was partly funded by European Fund for Regional Development (ERDF).

References

- Bendschneider K & R.J. Robinson, 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *J Mar Res* 11:897-96.
- Benincá E., J. Huisman, R. Heerkloss, K.D. Johnk and others, 2008. Chaos in a long-term experiment with a plankton community. *Nature* 451:822–827.
- Berthold, M., D. Zimmer & R. Schumann, 2015. A simplified method for total phosphorus digestion with potassium persulphate at sub-boiling temperatures in different environmental samples. *Rostock Meeresbiol Beitr* 25:7-25.
- Feike, M. & R. Heerkloss, 2009. Does *Eurytemora affinis* (Copepoda) control the population growth of *Keratella cochlearis* (Rotifera) in the brackish water Darß–Zingst Lagoon (southern Baltic Sea)? *J Plankton Res* 31:571–576.
- Grasshoff, K, K. Kremling & M. Ehrhardt, 1999. *Methods of seawater analysis*. Wiley Weinheim, 3. edition.
- Hansen, H.P. & F. Koroleff, 1999. Determination of nutrients. In Grasshoff K, K. Kremling & M. Ehrhardt (eds.), *Methods of seawater analysis*. Wiley Weinheim, 3. edition.
- Heerkloss, R. & U. Vietinghoff, 1981. Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. (Biomass equivalents of planktonic and benthic organisms in the Darß-Zingst bodden chain). *Wiss Ztschr Univ Rostock* 30:31-36.
- HELCOM COMBINE, 2015. *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM*. Retrieved February 2016 from: <http://www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/manuals-and-guidelines/combine-manual>
- Huang, L, R.W. Bell, B. Dell & J. Woodward, 2004. Rapid nitric acid digestion of plant material with an open-vessel microwave system. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 35:427-440.
- Komárek, J & K. Anagnostidis, 1999. Cyanoprokaryota: Teil 19/1: Chroococcales In: Ettl H, G. Gärtner, H. Heynig & H. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav-Fischer Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- Komárek, J & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota: Teil 19/2: Oscillatoriales In: Büdel, B, G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier-Spektrum Verlag, München.
- Komárek, J., 2013. Cyanoprokaryota: Teil 19/3: Heterocytous genera In: Büdel B, G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Springer-Spektrum Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Lund, J.W.G., C. Kipling & E.D. Le Cren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:144-170.
- Murphy, J. & J.P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt Chim Acta* 27:31-36.
- Malcolm-Lawes, D.J. & K.H. Wong, 1990. Determination of orthophosphate in water and soil using a flow analyzer. *Analyst* 15:65-67.
- Pankow, H., 1990. *Ostseealgenflora*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 2. ed.
- Paul, C., 2011. *Nährstoffe und Phytoplanktondiversität in Mesokosmen*. Diploma Thesis Univ Rostock.

- Porter, K.G. & Y.S. Feig, 1980. The use of DAPI for counting and identifying aquatic microflora. *Limnol Oceanogr* 25:943-948.
- Ritchie, R.J., 2006. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. *Photosynth Res* 89:27-41.
- Sagert, S, T. Rieling, A. Eggert & H. Schubert, 2008. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia* 611:91-103.
- Sartory, D.P. & J.U. Grobbelaar, 1984. Extraction of chlorophyll a from fresh water phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 144:177-187.
- Telesh, I. & R. Heerkloss, 2002. Atlas of Estuarine Zooplankton of the Southern and Eastern Baltic Sea. Part I: Rotifera. *Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse* 68. Verlag Dr. Kovač, Hamburg.
- Telesh, I. & R. Heerkloss, 2004. Atlas of Estuarine Zooplankton of the Southern and Eastern Baltic Sea. Part II: Crustacea. *Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse* 72. Verlag Dr. Kovač, Hamburg.
- Telesh, I., L. Postel, R. Heerkloss, E. Mironova & S. Skarlato, 2009. Zooplankton of the Open Baltic Sea: Extended Atlas. *Marine Science Reports. Leibniz Institute for Baltic Sea Res* 76.
- Telesh, I., H. Schubert & S. Skarlato, 2011. Revisiting Remane's concept: evidence for high plankton diversity and a protistan species maximum in the horohalium of the Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 421:1-11.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Verein Theor Angew Limnol* 9:1-38.

27/2017

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Characeen und Fucales -
phykologische Beobachtungen

Heft 27

