

Die Makrophytenvegetation des Großen Fürstenseer Sees und des Hinnensees

VON SILKE OLDORFF, HANS-JÜRGEN SPIEB, ARNO WATERSTRAAT & TOM KIRSCHHEY

1 Einleitung

Der Große Fürstenseer See (nachfolgend Fürstenseer See genannt) und der mit ihm verbundene Hinnensee gehören zu den kalkreichen, nährstoffarmen, geschichteten Seen und stellen typische Vertreter dieses Gewässertyps in der Mecklenburgischen Seenplatte dar (SPIEB et al. 2010).

Mit diesem Beitrag soll eine Übersicht zur Situation der submersen Makrophytenvegetation (einschließlich der sich ökologisch wie Makrophyten verhaltenden Makroalgen der Familie der Characeen und der Gattung *Vaucheria*) des Fürstenseer Sees und des Hinnensees auf Grundlage aktueller Vegetationsuntersuchungen vorgenommen werden und ein Vergleich mit Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen der letzten dreieinhalb Jahrzehnte erfolgen. Seit der Einbeziehung der Seen in das ehemalige Naturschutzgebiet (NSG) „Serrahn“ im Jahr 1978 wurde die submerse Makrophytenvegetation mehrfach untersucht.

Die Makrophytenvegetation spielt eine Schlüssel- und Indikatorenrolle in Seeökosystemen und wird unter anderem zur Beurteilung des Gewässerzustands nach den EU-Richtlinien 92/43/EG (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie = FFH-Richtlinie) und 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie = WRRL) genutzt (vgl. z.B. PIETSCH 1980; WIEGLEB 1981; TOIVONEN 2000; SACHTELEBEN & BEHRENS 2010; ARENDT et al. 2011; LUNG 2011). Gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie gehören Fürstenseer See und Hinnensee zum Lebensraumtyp 3140 („Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“). Dieser Lebensraumtyp ist der aufgrund der spätglazialen Landschaftsgenese ursprünglich vorherrschende Standgewässertyp Mecklenburg-Vorpommerns und kommt in der naturräumlichen Großregion „Mecklenburgische Seenplatte“ noch immer relativ häufig vor (vgl. LUNG 2011). In hervorragender Ausprägung (Erhaltungszustand A), wie aktuell der Fürstenseer See, ist dieser Seentyp allerdings nur noch sehr selten zu finden (Abb. 1).

Die Untersuchungen in den Jahren 2012 im Fürstenseer See und 2013 im Hinnensee fanden im Rahmen des Projektes „TERENO“ (Terrestrial Environmental Observatories) der Helmholtz-Gemeinschaft (BENS et al. 2012) statt. Es war u.a. die Frage zu beantworten, ob die negative Seespiegelentwicklung der 1990er-2000er Jahre einen Einfluss auf die Besiedlung des Sees mit submersen Makrophyten hatte (vgl. KAISER et al. 2012). Aufgrund der Niederschlagsentwicklung der Vorjahre ist der Pegelstand des Fürstenseer Sees seit 2010 wieder um ca. 100 cm gestiegen (STÜVE 2015).

Die Kartierung der submersen Makrophyten erfolgte nach der Methodik von ARENDT et al. (2011). Die Bewertung der Ergebnisse bzw. die Einschätzung des



Abb 1: Ufervegetation des Fürstenseer Sees (2012).

A: Anhand der Vegetation sichtbare Wasserstandsdy-
namik im Fürstenseer See. Der Seespiegelanstieg führt
zum Absterben der Gehölzsukzession auf ehemals
trockengefallenden Uferpartien (Foto: S. Oldorff).

B: Die Gesellschaft des Charo-Phragmitetum
(KNAPP et al. 1985) ist ein wichtiges Kennzeichen
für einen hervorragenden Erhaltungszustand des FFH-
Lebensraumtyps (LRT) 3140 (Foto: T. Kirschhey).

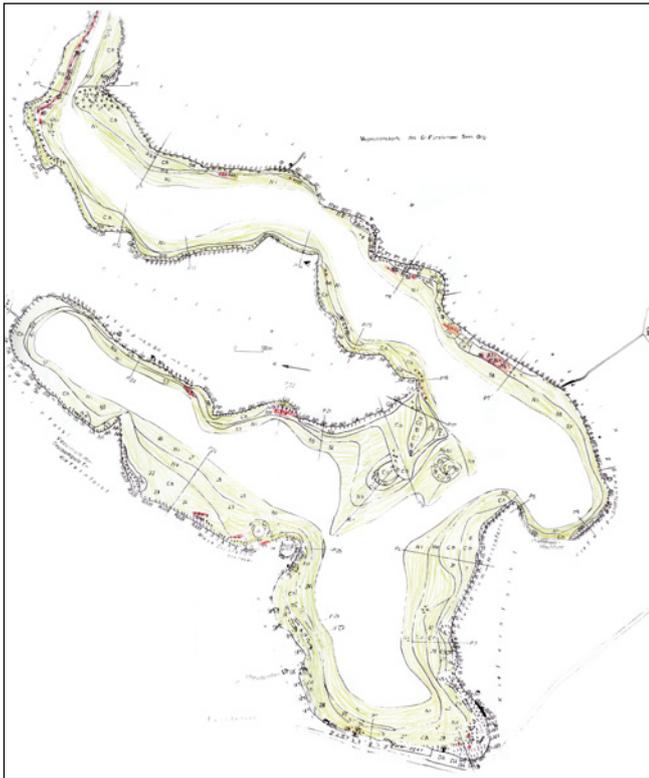


Abb 2: Vegetationskarte des Fürstenseer Sees anhand der Makrophytenkartierung 1979 von R. Doll (vgl. DOLL 1983). Zusätzlich wurden in die Abbildung die lebensraumtypische Vegetation (grün) und die Störanzeiger (rot) eingetragen (s. Anhang 1 für größere Darstellung).

aktuellen Erhaltungszustandes als Lebensraumtyp 3140 wurde nach FFH-Richtlinie (SACHTELEBEN & BEHRENS 2010) vorgenommen (vgl. KIRSCHHEY & OLDORFF 2012, 2013).

Da für den Fürstenseer See bereits eine Reihe von Makrophyten-Untersuchungen aus unterschiedlichen Zeiträumen vorliegen, sollen ferner mögliche Veränderungen dokumentiert und bislang nicht publizierte Daten veröffentlicht werden, um die Makrophytengemeinschaften und ihre Dynamik ausführlicher charakterisieren zu können. Die Unterschiede in den jeweils angewandten Verfahren und die eingeschränkte Vergleichbarkeit der dadurch generierten Daten werden dabei soweit wie möglich berücksichtigt. Im Vergleich mit den Ergebnissen vorangegangener Untersuchungen für die Parameter Untere Makrophytengrenze (UMG; erhoben nach DIN EN 15460; DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG 2007), Artenzusammensetzung, Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars und Auftreten von Störanzeigern werden erkennbare Veränderungen diskutiert.

DOLL (1983) führte anlässlich der 1978 erfolgten Einbeziehung großer Teile des Fürstenseer Sees (dies betrifft beide nach Norden, d.h. zum Zwirnsee und Hinnensee streichende Arme) und des Hinnensees in das Naturschutzgebiet „Serrahn“ in den Jahren 1978 und 1979 eine umfassende limnologische Bearbeitung beider Gewässer durch (vgl. JESCHKE 2003). Er untersuchte dabei neben den klassischen physikalisch-chemischen Parametern auch die Planktonentwicklung und die Vegetationsverhältnisse mit Schwerpunkt auf den submersen Makrophyten. Die dazu erschienene Publikation

(DOLL 1983) stellt für die vergleichenden Betrachtungen gewissermaßen die Referenzsituation dar. Aus drucktechnischen Gründen wurde eine damals von DOLL angefertigte Vegetationskarte nie veröffentlicht, aber der Biologischen Station Serrahn übergeben. Diese Karte wurde aufbereitet, nachkoloriert und wird erstmals in diesem Beitrag veröffentlicht (Abb. 2, Anhang 1).

2 Lage und Morphologie

EISZEITLICHE ENTSTEHUNG

Der Fürstenseer See ist das größte Gewässer eines ca. 4.000 ha großen oberirdischen Einzugsgebietes, welches sich unmittelbar südlich an die durch die Pommersche Endmoräne der Weichseleiszeit gebildete Hauptwasserscheide zwischen Nordsee- und Ostsee-einzugsgebiet anschließt. Zu den 55 Standgewässern dieses Gebietes mit einer Wasserfläche von ca. 544 ha zählen u.a. der Schweingartensee und der Lutowsee (siehe WATERSTRAAT & SPIEB 2015).

Obwohl der Fürstenseer See und der Hinnensee ein Gewässer bilden, werden sie in der limnologischen Analyse und Bewertung zumeist getrennt betrachtet. Im Gegensatz zum Zwirnsee, der zeitweise durch einen künstlichen Durchstich (zunächst zum Nordostbecken, später zum Nordwestbecken) mit dem Fürstenseer See verbunden war (KAISER et al. 2015), handelt es sich um eine natürliche Verbindung. In dieser Publikation wird schwerpunktmäßig auf den Fürstenseer See und den Hinnensee eingegangen. Der Zwirnsee wurde bereits durch DOLL (1978) und SPIEB et.al. (2010) beschrieben. Er war nicht Gegenstand unserer Untersuchungen in den Jahren 2012 und 2013.

Während der Hinnensee lediglich über einen relativ kleinen Tiefenbereich verfügt, ist der Fürstenseer See durch ein stark gegliedertes Seebecken mit isolierten Tiefenbereichen in den einzelnen Seeteilen gekennzeichnet. Insbesondere das südöstliche Becken ist durch eine große Tiefenwasserzone mit einer Wassertiefe bis zu 24 m geprägt. Gleichzeitig fällt aber im Unterschied zum Hinnensee der mit

	Fürstenseer See	Hinnensee	Zwirnsee
Teileinzugsgebiet (ha)	704,32	446,23	223,93
Seefläche (ha)	203,0	47,8	39,7
Seeteilfläche <2m Wassertiefe (ha)	46,1	8,3	9,4
Seeteilfläche >10m Wassertiefe (ha)	48,3	9,2	16,7
Maximale Tiefe (m)	24,5	13,8	16,8
Mittlere Tiefe (m)	6,7	7,1	8,0

Tab. 1: Morphometrische Charakterisierung von Fürstenseer See, Hinnensee und Zwirnsee. Grundlage ist jeweils die Seevermessung im Jahr 2002 im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern.

46,1 ha bzw. 24 % hohe Flächenanteil von Flachwasserzonen bis 2 m Wassertiefe im Fürstenseer See auf (Tab. 1, Abb. 3). Dies führt in Niedrigwasserphasen zum Trockenfallen größerer Uferbereiche.

Zwischen dem Zwirnsee und dem Fürstenseer See gibt es seit dem Verschluss der künstlich angelegten Verbindung im Frühjahr 1990 (SPIEB et al. 2010; KOBEL 2015) keinen Oberflächenwasseraustausch

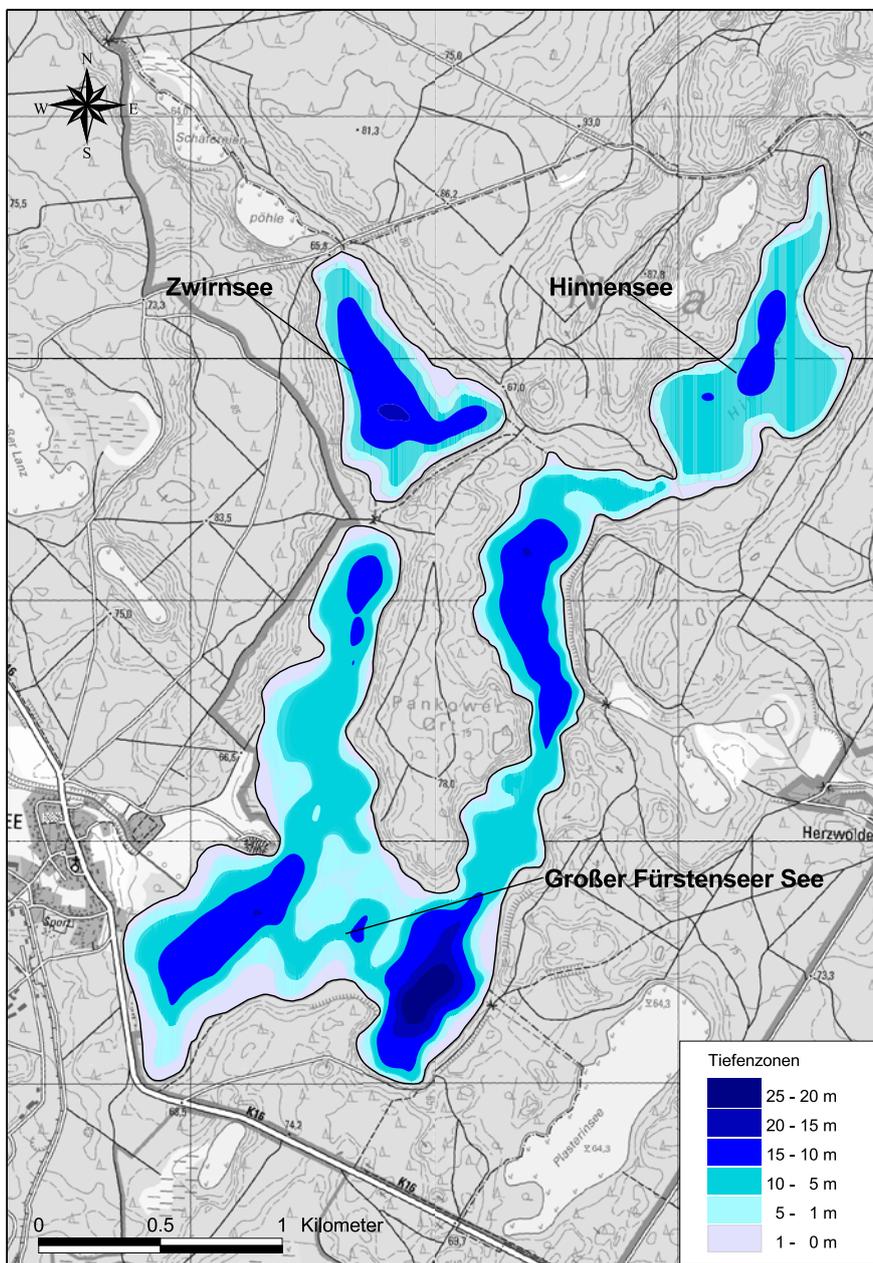


Abb. 3: Tiefenkarte von Fürstenseer See, Hinnensee und Zwirnsee (Vermessung 2002; Daten: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern).

mehr. Der Zwirnsee weist mit 42 % seiner Seefläche mit Wassertiefen über 10 m die anteilig größte Tiefenzone auf. Er hat eine geringere Maximaltiefe (ca. 17 m) als der Fürstenseer See.

Alle drei Seen sind hydrologisch vorwiegend grundwassergesteuert. Allerdings kann auch gegenwärtig noch aus den künstlich angelegten Zuflüssen zeitweilig Oberflächenwasser in die Seen gelangen. Dies wurde z.B. in den Jahren 2011 und 2012 zwischen den Schäfereienpöhlen und dem Zwirnsee beobachtet. In den letzten Jahrzehnten wiesen die Seen starke Wasserstandsschwankungen auf. Verschiedene Autoren haben diese Dynamik beschrieben (GERMER et al. 2010; KOBEL & SPICHER 2010; KAISER et al. 2014, 2015; STÜVE 2015).

3 Trophie, chemische und physikalische Parameter

Sowohl der Fürstenseer See als auch der Hinnensee sind in ihrem Säure-Basen-Status als alkalisch-kalkreiche Seen anzusprechen. In beiden Seen schwankt der Kalzium-Gehalt zwischen 40 und 70 mg/l. Im Fürstenseer See sinkt die Konzentration zeitweise kurzzeitig unterhalb des Grenzwertes zu den alkalisch-kalkarmen Seen von 40 mg/l (nach MAUERSBERGER 2006). Noch stärker ist diese (relative) Kalkarmut im Zwirnsee ausgeprägt.

NÄHRSTOFFARMUT

In der trophischen Einschätzung nach LAWA (1998) unterscheiden sich Fürstenseer See und Hinnensee kaum. Sowohl aktuell als auch in der Vergangenheit weisen bzw. wiesen sie einen schwach mesotrophen Zustand mit geringen Abweichungen auf (Abb. 4). In zwei Untersuchungsjahren (1994 und 2013) wurde die Grenze zum oligotrophen Bereich erreicht. Dies trifft auch für die Zeit vor 1990 zu, wengleich dies wegen veränderter Bewertungsverfahren nicht für die 1980er Jahre graphisch dargestellt werden kann. Betrachtet man jedoch einzelne Bewertungsparameter, wie die mittlere sommerliche Sichttiefe, die mittlere sommerliche Phosphor (P)-Konzentration oder die P-Konzentration zur Frühjahrzirkulation, wird dies deutlich. Beispielhaft wird in Abbildung 5 die langjährige Entwicklung der P-Konzentration zur Vollzirkulation im Frühjahr dargestellt. In beiden Seen lag die Konzentration mit wenigen Ausreißern fast immer im mesotrophen Bereich. Allerdings ist im Fürstenseer See zwischen 1983 und 1995 eine Periode erhöhter Frühjahrskonzentrationen festzustellen. Entsprechend haben SPIEB (1989) und GEBEL (1995) in diesem Zeitraum auch auf eine Gefährdung des Sees insbesondere durch den zunehmenden Tourismus hingewiesen.

Im Fürstenseer See wurden in den Jahren 2004 und 2008 jeweils Wasserproben aus fünf Seebereichen untersucht. Auch wenn danach in beiden Jahren in allen Seeteilen mesotrophe Zustände herrschten, gab es doch Unterschiede zwischen den Bereichen. Das Hauptbecken wies jeweils die geringste Trophie und die geringste Gesamt-P-Konzentration zur Frühjahrzirkulation auf. Lediglich vor dem ehemaligen

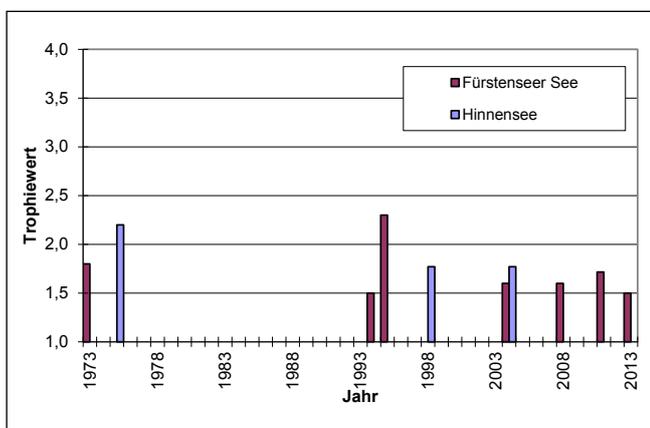


Abb. 4: Entwicklung der Trophie-Werte im Fürstenseer See und Hinnensee (nach LAWA 1998) zwischen 1973 und 2013 (Quellen: BRUSDEYLINS 1995; Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte; Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern).

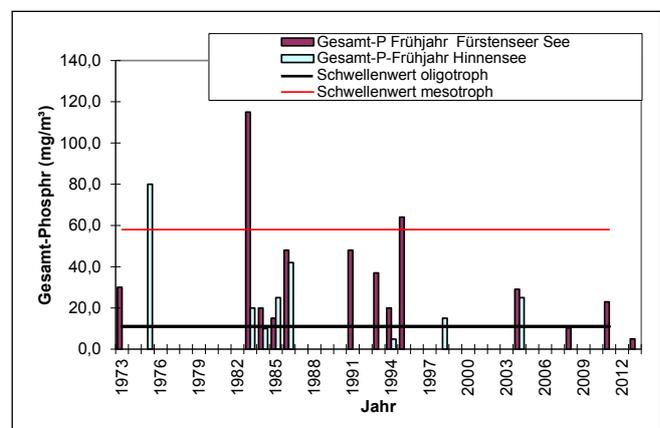


Abb. 5: Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Konzentration zur Frühjahrzirkulation zwischen 1973 und 2013 im Fürstenseer See und Hinnensee (Quellen: BRUSDEYLINS 1995; Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte; Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern).

Zeltplatz am Südostufer wurden 2004 etwas höhere Gesamt-P-Werte gemessen (Abb. 6). Insgesamt waren die Frühjahrs- und sommerlichen Gesamt-P-Konzentrationen 2004 deutlich höher als im Jahr 2008. Bei den sommerlichen Sichttiefen (im Mittel 5,2 m) gab es jedoch keinen Unterschied (Abb. 7). Auch der Chlorophyll-Gehalt unterschied sich zwischen den Seebereichen nicht.

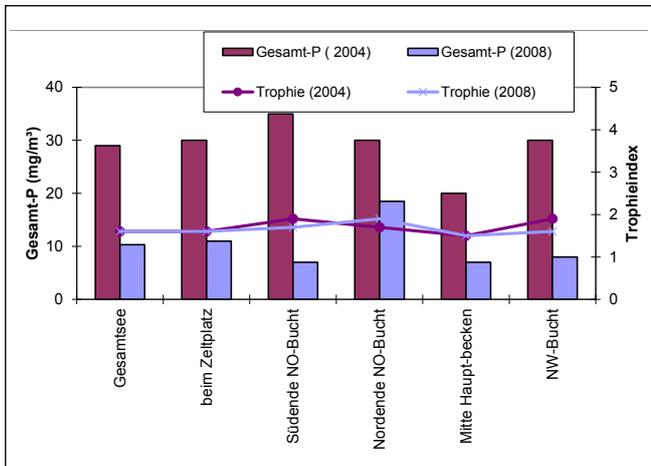


Abb. 6: Vergleich der Gesamt- Phosphor-Konzentration zur Frühjahrszirkulation und der Trophie in verschiedenen Seebereichen des Fürstenseer Sees in den Jahren 2004 und 2008 (Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte).

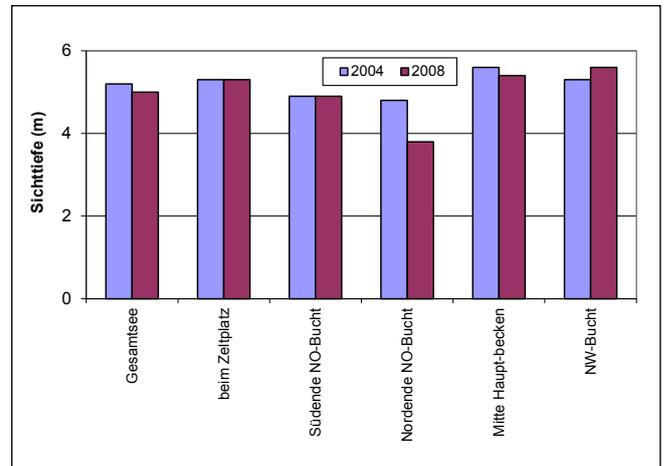


Abb. 7: Vergleich der mittleren sommerlichen Sichttiefe in verschiedenen Seebereichen des Fürstenseer Sees in den Jahren 2004 und 2008 (Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte).

Die mittleren sommerlichen Sichttiefen lagen im Fürstenseer See zwischen 1973 und 2013 bei 5,2 m, d.h. Veränderungen über diesen Zeitraum traten nur sehr geringfügig auf. Höhere Sichttiefen bis zu 8 m wurden nur außerhalb der Vegetationsperiode erzielt. Im Hinnensee betrug die mittlere sommerliche Sichttiefe zwischen 1975 und 2008 4,8 m. Im Zwirnsee wurden mittlere Sichttiefen von 5,7 m in der Vegetationsperiode und bis zu 8,3 m außerhalb der Vegetationsperiode erreicht. Neben der räumlichen Komponente sind auch die jahreszeitlichen Veränderungen zu betrachten. An Hand der vertikalen Sauerstoff- und Temperaturverteilung im Bereich der tiefsten Stelle des Fürstenseer Sees im Jahr 1986 kann die Ausbildung einer sommerlichen Temperaturschichtung zwischen 5 und 10 m Wassertiefe beschrieben werden (Abb. 8). Unterhalb dieser Sprungschicht kommt es durch die biologischen Abbauprozesse zu einer starken Abnahme der Sauerstoffkonzentration verbunden mit einer Erhöhung der Gesamt-P-Konzentration.

Da die Makrophytenvegetation im See nicht tiefer reicht, ist auch von der benthischen Vegetation her keine Kompensation (potenzielle Sauerstoffanreicherung) möglich. Im Winter konnte dagegen keine Ausprägung der Sprungschicht festgestellt werden (Abb. 8). Diese Verhältnisse haben sich auch 25 Jahre später nicht geändert, wie die Sauerstoff- und Tiefenprofile aus dem Jahr 2011 zeigen (Abb. 9). Aller-

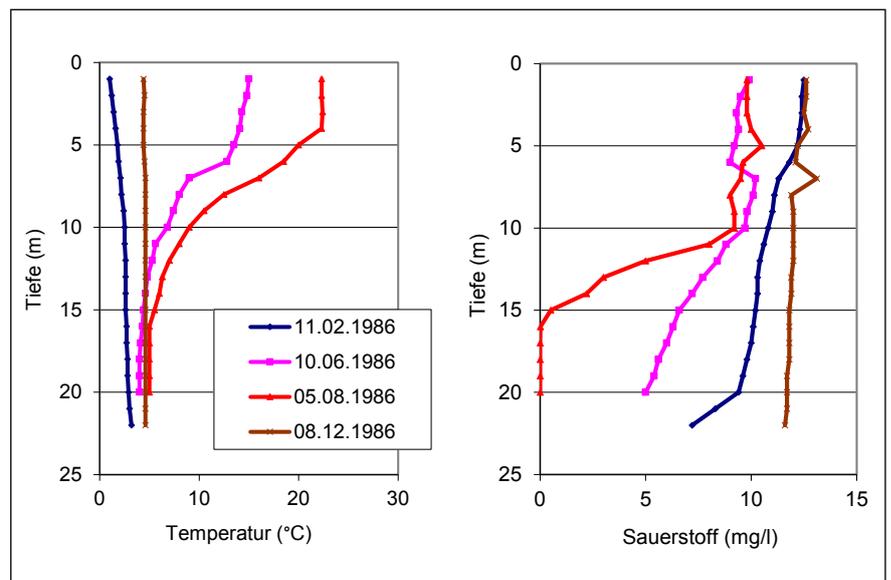


Abb. 8: Temperatur- und Sauerstoffprofil im Jahresverlauf 1986 im Südostbecken des Fürstenseer Sees vor dem ehemaligen Zeltplatz (Quelle: ehemalige Biologische Station Serrahn des Instituts für Landschaftsforschung und Naturschutz).

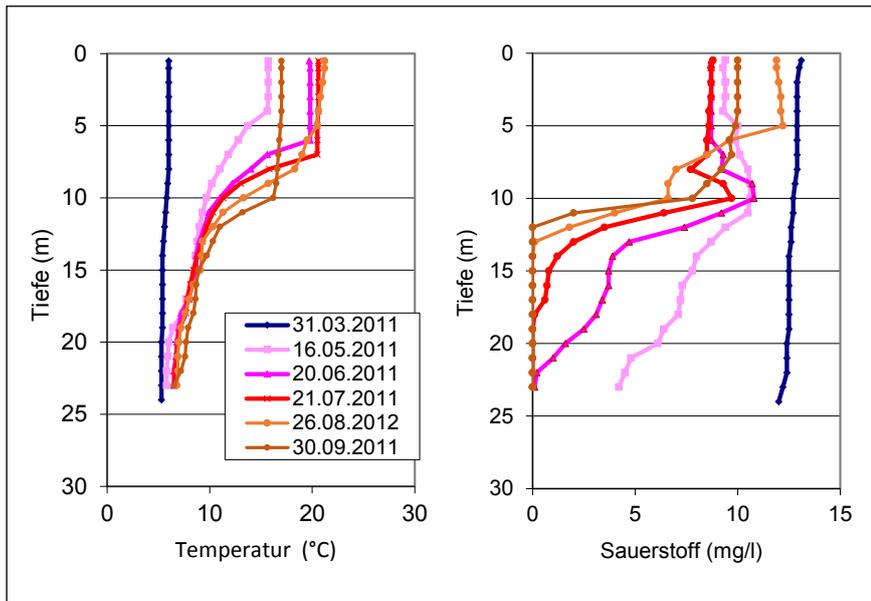


Abb. 9: Temperatur- und Sauerstoffprofil im Jahresverlauf 2011 im Südostbecken des Fürstenseer Sees vor dem ehemaligen Zeltplatz (Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte).

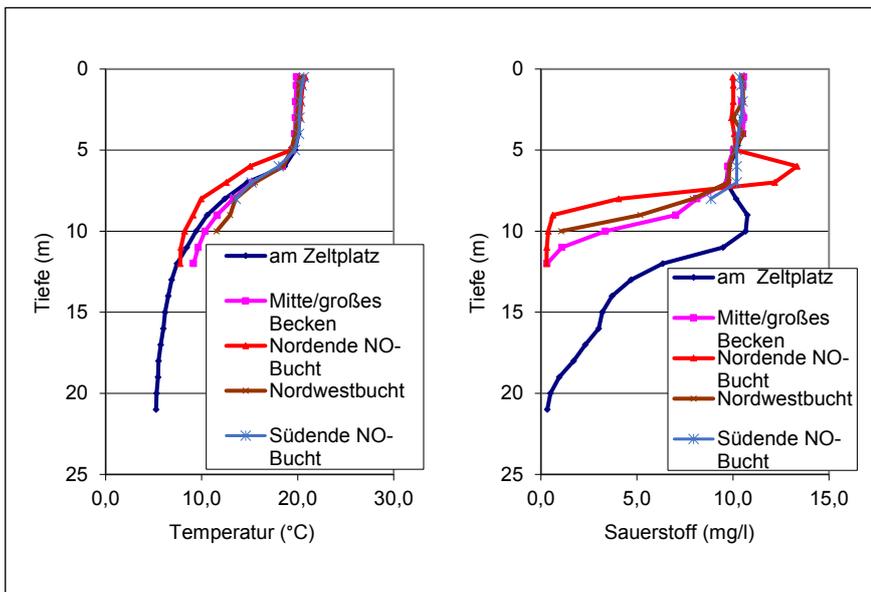


Abb. 10: Temperatur- und Sauerstoffprofil am 1.7.2008 in verschiedenen Seebecken des Fürstenseer Sees (Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte).

dings war die Sauerstoffzehrung am 16. Mai 2011 schon auf dem gleichem Niveau wie am 10. Juni 1986. Ende Juli 2011 bzw. Anfang August 1986 nahm der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser jeweils rapide ab.

Aus dem Jahr 2008 liegen für den Fürstenseer See Sauerstoffprofile aus mehreren Seebecken vor. In Abbildung 10 wird exemplarisch das Profil vom 1. Juli 2008 dargestellt, weil bereits zu diesem Zeitpunkt in fast allen Becken des Sees unterhalb der Sprungschicht der Sauerstoff verbraucht war. Die Sprungschicht war in einem Tiefenbereich von 6–8 m ausgebildet. Deutlich wird daran auch, dass die Sauerstoffneubildung der Makrophyten innerhalb oder sogar unter der Sprungschicht kaum Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt des Hypolimnions hat. Lediglich das tiefste Becken vor dem ehemaligen Zeltplatz wies im oberen Hypolimnion höhere Sauerstoffkonzentrationen auf (Abb. 9, 10).

4 Die Kartierung der submersen Makrophyten 2012/2013

4.1 Methodik

Die Erfassung der Makrophytenvegetation von Seen zur Ermittlung des Erhaltungszustandes nach der FFH-Richtlinie mittels des „Naturkundlichen Tauchens“ (vgl. ARNDT et al. 2011; OLDORFF & KIRSCHY 2011) nimmt hinsichtlich der Datenaufnahme eine Zwischenposition zwischen der flächendeckenden Kartierung und der Transekt-Kartierung ein. Primäres Ziel der Datenaufnahme ist die Einschätzung des aktuellen Erhaltungszustands

des FFH-Lebensraumtyps, die mit geschulten Sporttauchern durchgeführt werden kann. Die Basis für die Einschätzung des Erhaltungszustandes ist das Bewertungsschema für die Standgewässer-Lebensraumtypen des Bundesamtes für Naturschutz (SACHTELEBEN & BEHRENS 2010). Auf dieser Grundlage wurde eine Artenliste sowie ein Bewertungsbogen für den FFH-Lebensraumtyp 3140 erarbeitet, um eine Vergleichbarkeit zwischen den betauchten Abschnitten, aber auch zwischen den Seen, zu gewährleisten. Dabei wurden die Kriterien des Verfahrens in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2011) in die Auswertung einbezogen. Die neuen Bewertungskriterien für Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2013) beinhalten zusätzlich zum bisherigen lebensraumtypischen Arteninventar eine Anzahl besonders

charakteristischer Samenpflanzen und Armeleuchteralgen, die in diesem Beitrag zwar in den Artenlisten genannt, aber nicht zusätzlich bewertet wurden.

Die Häufigkeit der beobachteten Arten bezieht sich dabei grundsätzlich auf den gesamten besiedelbaren Raum innerhalb des betauchten Gebietes. Die Kartierung der submersen Makrophytenbestände erfolgte, jeweils am Ufer beginnend, bis zur Unteren Makrophytengrenze (UMG; vgl. DIN 2007). Zur Orientierung wurden vorhandene Transekte der Jahre 2008 und 2011 genutzt. Der Beobachtungsraum bei dieser Form der Tauchkartierung geht aber über den Betrachtungsraum eines Transektes deutlich hinaus.

Die Datenaufnahme richtet sich nach den Kriterien der FFH-Richtlinie zur Klassifikation des Erhaltungszustands für den Lebensraumtyp 3140. Dabei wird das Vorhandensein und die Ausprägung lebensraumtypischer Habitatstrukturen und des entsprechenden Arteninventars, das Vorkommen von sogenannten Störanzeigern, das Vorkommen von Arten ohne Lebensraumtyp-Spezifität sowie der Nachweis von Beeinträchtigungen je betauchtem Bereich bei jedem Tauchgang aufgenommen. Bei repräsen-

BÜRGER-
WISSENSCHAFT

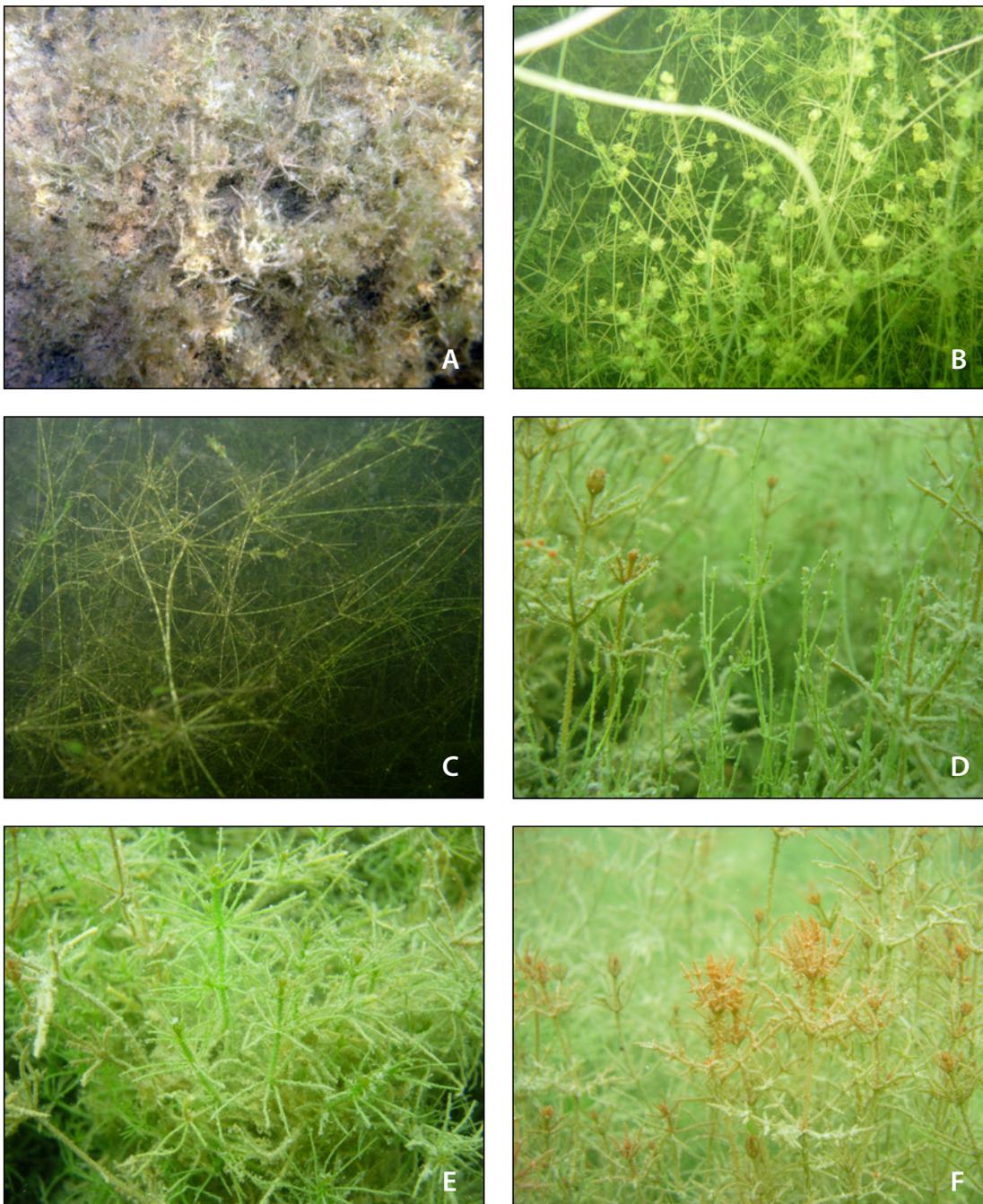


Abb. 11: Makrophyten/ Großalgen im Fürstenseer See 2012. A: Im Flachwasser dominiert *Chara contraria*; beachte den starken Epiphyton-Aufwuchs mit Fadenalgen (Foto: T. Kirschey). B: *Nitella opaca* cf. (Flachwasserform) im Transekt 11 (Foto: T. Kirschey). C: Bis in eine Wassertiefe von 10,6 m konnten im Transekt 2 *Nitelletum*-Grundrasen festgestellt werden. D bis F: *Chara filiformis* (D), *Chara rudis* (E) und *Chara tomentosa* (F) sind drei typische Vertreter der eiszeitlich entstandenen Seen in Nordostdeutschland (Fotos: S. Oldorff).

OLIGO- BIS
MESOTROPHE
KALKHALTIGE
GEWÄSSER

tativer Stichprobenzahl bzw. einer gewissen Flächengröße von abgetauchten Bereichen je Gewässer und je Untersuchungsjahr ergibt sich daraus eine aggregierte Einschätzung zum Erhaltungszustand des Gesamtgewässers. Des Weiteren können so lokale Beeinträchtigungen besser lokalisiert und ggf. erforderliche Managementmaßnahmen zielgerichtet vorgeschlagen werden. Ob eine Art als Störanzeiger bewertet werden muss, richtet sich nach ihrer Deckung und Besiedlungstiefe. Nach jedem Tauchgang werden durch geschulte Sporttaucher zwei Aufnahmebögen ausgefüllt. Im ersten Bogen, dem sogenannten Artenbogen, werden die lebensraumtypischen Pflanzenarten (Abb. 11), die Störanzeiger und die neutral zu bewertenden Arten in ihrer jeweiligen absoluten und relativen Häufigkeit erfasst. Die Einschätzung der Häufigkeit erfolgt nach BRAUN-BLANQUET (1964). Der Artenbogen bildet die Grundlage für den sogenannten Bewertungsbogen. Im Bewertungsbogen wird anhand der Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen und des Arteninventars sowie der Beeinträchtigungen einschließlich der UMG in einer dreistufigen Skala der Erhaltungszustand als hervorragend (A), gut (B) bzw. mittel bis schlecht (C) eingeschätzt. Je nach Größe und Beckenmorphologie des Gewässers ist eine spezifische Anzahl von Tauchgängen erforderlich, um aus den Bewertungen der einzelnen Bögen eine Gesamtbewertung für das Gewässer zu aggregieren.

Die im Rahmen dieses Beitrags verwendeten Daten zum Deckungsgrad beruhen einerseits auf der Bestimmung der Häufigkeit nach BRAUN-BLANQUET (1964) für die Untersuchungen 2012 im Fürstenseer See sowie 2013 für den Hinnensee und andererseits für die Untersuchung 2013 im Fürstenseer See auf der Erfassung mittels einer halbquantitativen Schätzskala nach KOHLER (1978).

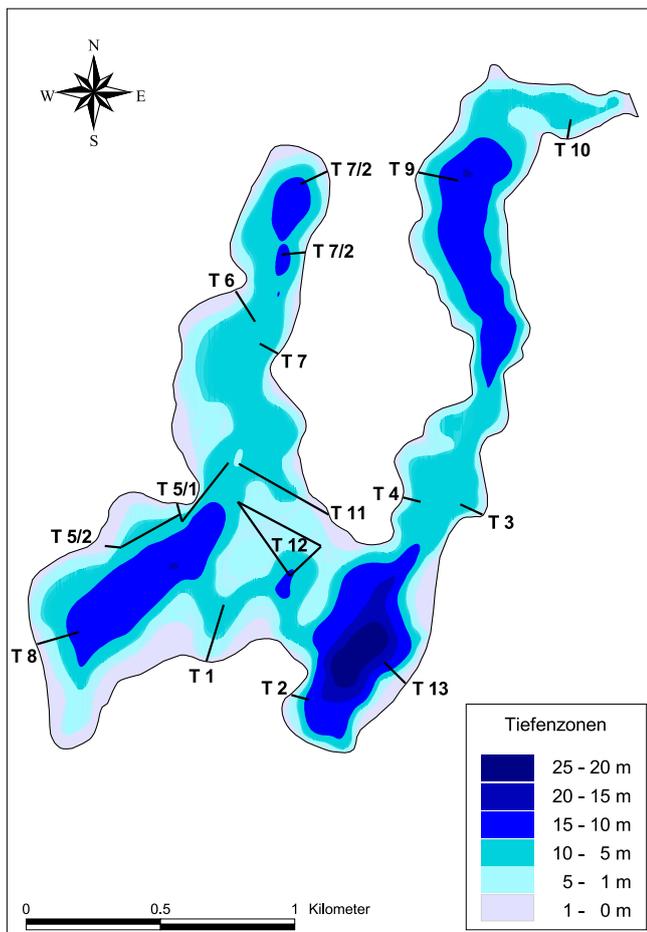


Abb. 12: Lage der Transekte im Fürstenseer See (Quelle der Tiefenkarte: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern).

4.2 Ergebnisse der Kartierungen 2012/2013

4.2.1 Taxonomische Probleme und nomenklatorische Bemerkungen

Eine sichere Unterscheidung zwischen *Nitella flexilis* und *N. opaca* ist nur im Stadium mit vorhandenen Gametangien (Geschlechtsorgane) möglich. Im Untersuchungszeitraum 2012 wurden im Fürstenseer See an keiner einzigen *Nitella*-Probe Gametangien gefunden (siehe Diskussion). Für die ökologische Bewertung ist allerdings ohne Belang, um welche der beiden Arten es sich handelt, da beide Arten als lebensraumtypisch für den Lebensraumtyp 3140 eingestuft werden.

Chara rudis wurde aufgrund der großen Länge ihrer Internodien und ihres Habitus in der Vergangenheit häufig als *Chara hispida* kartiert. Es ist also sehr wahrscheinlich, dass es sich bei den beschriebenen Vorkommen in vielen Seen um *Chara rudis* handelt (SPIEB et al. 2010; R. Mauersberger, mdl. Mitt. 2012). Allerdings wurde 2012 im Transekt 2 im Fürstenseer See auch *Chara hispida* festgestellt (Abb. 12).

Einige der in den Untersuchungsgewässern vorkommenden Characeen-Formen werden in der Zukunft durch die erforderliche Revision von nomenklatorischen Änderungen erfasst werden. Dies betrifft z.B. *Chara intermedia* Braun 1859 und *Chara rudis* (A. Braun) Leonh. 1864, welche eindeutig illegitime Namen tragen, und aufgrund der Verfügbarkeit vorhandener Namen *Chara papillosa* Kütz 1834 und *Chara subspinosa* Rupr. 1846 heißen müssten (GREGOR 2014). Wir haben uns in Kenntnis dieser Änderungen und Anerkennung ihrer Erforderlichkeit jedoch für eine Verwendung der bislang gebräuchlichen Namen entschieden. Dies schien uns auch

deshalb angezeigt, da vorläufige Ergebnisse molekulargenetischer Untersuchungen zu den verwandtschaftlichen Beziehungen zusätzliche nomenklatorische Konsequenzen erwarten lassen.

In den ausgewerteten Alt-Kartierungen wurden Vertreter der Vaucheriaceen in der Vergangenheit in der Regel pauschal als *Vaucheria dichotoma* angesprochen. Tatsächlich dürfte aufgrund der komplizierten Artbestimmung innerhalb der Gattung *Vaucheria* und der verbreiteten Annahme, dass in diesem Seentyp ausschließlich *Vaucheria dichotoma* vorkommt, die Artzugehörigkeit bislang nicht überprüft worden sein. Daher wird die Art in dieser Arbeit als *Vaucheria* spec. bezeichnet (vgl. SPIEB et al. 2010).

Hinsichtlich der Potamogetonaceae treten vielfache taxonomische Probleme auf, da die Arten in ihrem Habitus eine größere Variabilität aufweisen und einhergehend mit intermediären Merkmalen hybridisieren (WIEGLEB & BRUX 1991; KAPLAN 2002). Auf die Nennung von Unterarten oder Varietäten (vgl. z.B. *Potamogeton lucens* var. *nitens* in DOLL 1985) wurde verzichtet; ebenso auf nicht klar unterscheidbare potenzielle Hybriden wie *Potamogeton* x *nitens*.

Utricularia vulgaris kann nur im blühenden Zustand von *U. australis* unterschieden werden. Es wurden keine blühenden Exemplare gefunden. Auf vegetativen Merkmalen beruhende Nachbestimmungen anhand der vierteiligen Verdauungshaare (Quadrifids) in den Fangblasen blieben ergebnislos, da Merkmale beider Arten an einer Pflanze gefunden wurden. Aufgrund von Erfahrungen gehen wir allerdings davon aus, dass es sich um *Utricularia vulgaris* handelt. Zukünftig sollte auf blühende Exemplare verstärkt geachtet werden.

TAXONOMIE

Tab. 2: Gesamtbewertung der Tauchuntersuchung im Fürstenseer See 2012 mit Angaben zum Erhaltungszustand (UVG = Untere Vegetationsgrenze). A (grün) = hervorragend, B (gelb) = gut, C (rot) = mittel bis schlecht.

Transekt-Gesamtbewertung	Kartierdatum	UVG	Habitatstruktur	Arteninventar	Beeinträchtigungen	Bemerkung
T1 + rechter Bereich	01.08.2012	7,3				ab 7,3 m Algenbelag
T2	01.08.2012	10,6				<i>Chara hispida</i> cf.
T3	13.07.2012	8,6				submerse Baumreste stehend bei 5 m
T4	13.07.2012	7,2				Wasserröhricht ohne Grundrasen, erst ab 1,5 m
T5/1	27.07.2012	9,1				Wasserröhricht ohne Grundrasen, erst ab 1,5 m
T5/2	27.07.2012	9,1				Wasserröhricht ohne Grundrasen, erst ab 1,5 m
T6	12.07.2012	8,2				0–2 m kein Bewuchs, Kugelalgen, Wühlschäden
T7	12.07.2012	8,1				0–2 m kein Bewuchs, massive Wühlschäden
T7/1	12.07.2012	9,2				0–2 m kein Bewuchs, Wühlschäden
T7/2	12.07.2012	8,4				0–2 m kein Bewuchs, Kugelalgen, Wühlschäden
T8 + Südbucht	04.08.2012	8,8				große Cyanobakterien-Matten, Wühlschäden
T9	27.09.2012	7,2				Pflanzenbestände lückig
T10	27.07.2012	8,1				kaum Pflanzen, loses Sediment
T11	28.07.2012	8,2				<i>Nitella opaca</i> (Flachwasserform)
T12	04.08.2012	8				Wühlschäden durch Blei
T13	04.08.2012	10,5				Sedimentprobe, bis 1,2 m keine Vegetation

4.2.2 Untersuchung des Fürstenseer Sees 2012/2013

Die betrachteten Bereiche orientierten sich an den bestehenden Transekten des Seenmonitorings für die Berichterstattung im Rahmen der WRRL. Zusätzlich wurden fünf weitere Transekte betaucht (T 7/1, 7/2, 11, 12, 13; vgl. Abb. 12).

In der aggregierten Gesamtbewertung (Tab. 2) wird dem Fürstenseer See für das Jahr 2012 ein „hervorragender Erhaltungszustand (A)“ attestiert. Lediglich im in Richtung Hinnensee verlaufenden Nordostteil des Sees wurden flächenhaft größere Beeinträchtigungen festgestellt, welche nicht durch beckenmorphologische Besonderheiten dieser Seebucht erklärt werden können. Die kartierten Beeinträchtigungen und die Interpretationen werden weiter unten behandelt. In Transekt 1 und 8 wurde ab der UMG und tiefer eine mehrere Zentimeter mächtige flächenhafte Cyanobakterien-Matte festgestellt, die als von *Microcoleus* sp. dominiert und mit Anteilen von *Oscillatoria* sp. determiniert wurde (H.-P. GROSSART; mdl. Mitt. 2012). Ferner fanden sich in der Matte diverse Spirillen, Ciliaten und Flagellaten (z.B. *Bodo saltans*). Insbesondere für tiefere Seen ist das Auftreten solcher Matten auch in oligo-

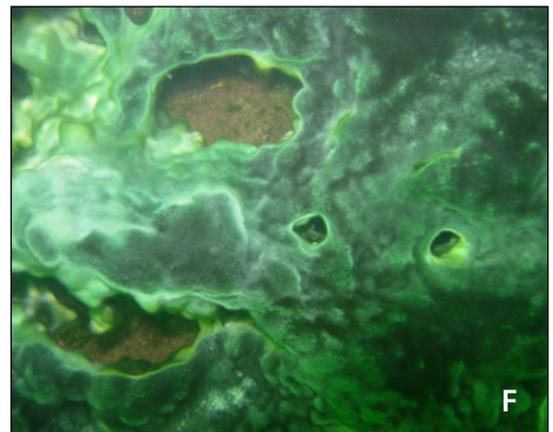
Abb. 13: Unterwasser-vegetation und -strukturen 2012 im Fürstenseer See.

A: Das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) gehört, wenn es mit einer hohen Deckung vorkommt, zu den Eutrophierungsanzeigern. Es wurde aber nur in zwei Transekten (5, 12) eine Deckung von 5 % überschritten (Foto: M. Redel).

B: Taucher beim Kartieren von Wasserpflanzen (Foto: S. Oldorff).

C: Totholz mit Besiedlung durch Dreikantmuscheln und Epiphyton-Überzug.

D: Kugelförmige Cyanobakterien-Konkretionen mit vereinzelt Pflanzen von *Nitellopsis obtusa*. E und F: Ab 7,3 m Tiefe kleidet im Transekt 1 eine geschlossene Matte von Cyanobakterien den Gewässergrund aus (Fotos: T. Kirschey).



bis mesotrophen Gewässern kein ungewöhnlicher Befund. Diese Aussage bezieht sich auf die Teile des Hypolimnions, die in der Regel von Makrophyten und Makroalgen nicht mehr besiedelt werden (Profundal). Allerdings besiedelt die Cyanobakterien-Matte im Bereich einzelner Transekte Flächen, welche in der Vergangenheit durch Nitellopssetum-Gesellschaften besiedelt waren (vgl. Abschnitt 5). Über die

Tab. 3: Artenliste der submersen Makrophyten des Fürstenseer Sees 1979–2013 (nach OLDORFF & KIRSCHY 2013).

	Art	Rote Liste (MV)	1979	1986 -88	1994	1994	2003	2008	2011	2012	2013	
	Anzahl Transekte/Hols/Aufnahmen		103	8	38	5	8 /52	10 /97	10	16	10	
Lebensraumtypische Arten	Chara-Grundrasen	Chara aspera	Rauhe Armleuchteralge	2	x	x	x	x	x	x	x	
		Chara contraria	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	x	x	x	x	x	x	x	
		Chara filiformis	Fadenarmleuchteralge	1	x	x	x	x	x	x	x	
		Chara hispida	Steißborstige Armleuchteralge	3	x	x	x			x	x	
		Chara intermedia	Kurzstachelige Armleuchteralge	2	x	x		x		x	x	
		Chara polyacantha	Vielstachelige Armleuchteralge	1			x					
		Chara rudis	Furchenstachelige Armleuchteralge	2		x		x	x	x	x	
		Chara tomentosa	Hornblättrige Armleuchteralge	3	x	x	x	x	x	x	x	
		Chara virgata	Feine Armleuchteralge	2		x	x	x	x	x	x	
		Nitella spec.				x					x	
		Nitella flexilis	Biegsame Armleuchteralge	2	x	x	x	x	x	x		x
		Nitella mucronata	Stachelspitzige Glanzleuchteralge	3				x	x			
		Nitella opaca	Dunkle Glanzleuchteralge	3				x		x	x	x
		Nitellopsis obtusa	Sternarmleuchteralge	2	x	x	x	x	x	x	x	x
		Najas marina subsp. intermedia	Großes Nixkraut	2	x	x	x	x	x	x	x	x
		Potamogeton praelongus	Langblättriges Laichkraut	1								x
Stratiotes aloides	Krebsschere	3/§A	x	x	x					x		
Vaucheria spec.	Grünalgen/Schlauchalgen		x			x		x	x			
Störanzeiger	Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Myriophyllum spicatum	Ähren-Tausendblatt	V	x	x	x	x	x	x	x	x	
	Potamogeton crispus	Krauses Laichkraut					x	x				
	Potamogeton pectinatus	Kammlaichkraut		x	x	x	x	x	x	x	x	
weitere Arten	Chara globularis	Zerbrechliche Armleuchteralge		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Elodea canadensis	Kanadische Wasserpest	-	x		x		x	x	x	x	
	Fontinalis antipyretica	Gewöhnliches Quellmoos		x								
	Lemna trisulca	Untergetauchte Wasserlinse	-					x				
	Myriophyllum alterniflorum	Wechselblütiges Tausendblatt	2	x	x	x	x	x	x	x		
	Myriophyllum verticillatum	Quirl-Tausendblatt	2						x			
	Nuphar lutea	Teichrose	-			x						
	Nymphaea alba	Seerose	-			x		x		x		
	Potamogeton acutifolius	Spitzblättriges Laichkraut	2	x		x						
	Potamogeton friesii	Stachelspitziges Laichkraut	2					x	x			
	Potamogeton lucens	Spiegelndes Laichkraut	-	x	x	x	x	x	x	x		
	Potamogeton natans	Schwimmendes Laichkraut	-	x		x			x	x		
	Potamogeton x nitens	Glanz-Laichkraut	1	x								
	Potamogeton perfoliatus	Durchwachsendes Laichkraut	-	x		x		x				
	Potamogeton pusillus	Gewöhnliches Zwerglaichkraut	3	x				x		x		
	Potamogeton rutilus	Rötliches Laichkraut	0	x								
	Ranunculus circinatus	Spreizender Wasserhahnenfuß	-	x		x		x		x	x	
	Utricularia vulgaris	Gewöhnlicher Wasserschlauch	3	x						x	x	
Artenanzahl gesamt			27	14	23	13	22	24	22	26	19	
Anzahl Characeen			8	6	8	7	11	9	10	12	9	
Anzahl lebensraumtypische Arten			11	8	10	8	13	10	12	13	11	

Stetigkeit und Zusammensetzung der Cyanobakterien-Matte existieren bislang keine über mehrere Jahre reichenden Untersuchungen. Allerdings ist davon auszugehen, dass von den Matten überzogene Sedimentbereiche keine Keimungsmöglichkeit für Characeen und höhere Wasserpflanzen bieten (Abb. 13).

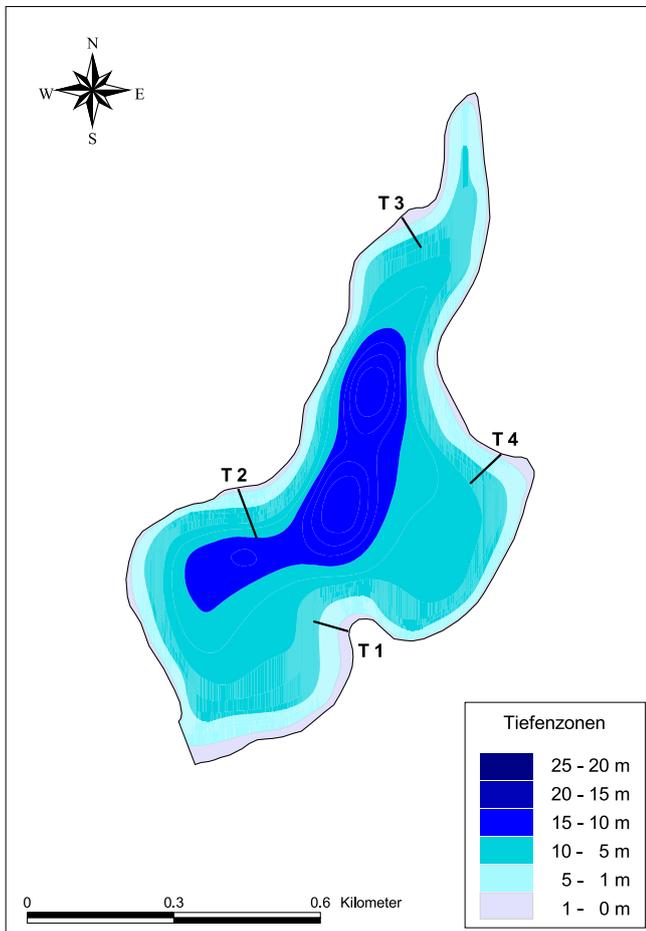


Abb. 14: Lage der Transekte im Hinnensee (Quelle der Tiefenkarte: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern).

Makrophyten

Im Jahr 2012 wurden 26 Arten erfasst, davon 12 Armleuchteralgen (vgl. Tab 3). Bereits die Kartierung 2012 weist den Fürstenseer See, auch wenn er in einigen Exsiccatae-Aufsammlungen gar nicht vorkommt (vgl. TÄUSCHER 2011), als eines der Gewässer des Landes Mecklenburg-Vorpommern mit der höchsten Characeen-Diversität aus (vgl. BLÜMEL 2004; KORSCH et al. 2008; SPIEBß et al. 2010). 13 Arten sind als unmittelbar lebensraumtypisch für den LRT 3140 einzuschätzen. Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* in Tiefen von 4–8 m. *Utricularia vulgaris* wurde 2012 im Vergleich zu früheren Untersuchungen in den Transekten 2, 3, 4, 5/1, 7, 7/2, 8, 9, 10 und 11 festgestellt. Die Artenlisten früherer Untersuchungen wurden ebenfalls in Tabelle 3 dargestellt. Die Kartierung von 2013 im Rahmen der WRRL bestätigt grundsätzlich die Aussagen für 2012. Zusätzlich wurde 2013 ein Bestand von *Potamogeton praelongus* im Transekt 10 festgestellt. Diese Art wandert vom Hinnensee in den Großen Fürstenseer See ein.

4.2.3 Untersuchung des Hinnensees 2013

Im Hinnensee wurden vier Bereiche in den bereits 1990 festgelegten Transekten durch geschulte Sporttaucher betachtet (Abb. 14). Insgesamt konnte der Hinnensee in der Gesamtbewertung (vgl. Tab. 4) sowie in den Kategorien Habitatstruktur, Arteninventar und Beeinträchtigungen nur mit „mittel bis schlecht“ bewertet werden. Lediglich im Transekt 1 konnte das Arteninventar mit „gut“ bewertet werden, da zwei lebensraumtypische Arten vorhanden waren. Die UMG lag zwischen 4,5 und 6,5 m und ist somit in einem guten Bereich für einen Klarwassersee LRT 3140. Es waren in großen Bereichen keine Pflanzen vorhanden bzw. sofern welche vorhanden waren, hatten diese starke Sedimentauflagen oder waren wahrscheinlich durch benthivore Fische beschädigt (Abb. 15).

Tab. 4: Gesamtbewertung der Tauchuntersuchung im Hinnensee 2013 mit Angaben zum Erhaltungszustand (UVG = Untere Vegetationsgrenze).

A (grün) = hervorragend, B (gelb) = gut, C (rot) = mittel bis schlecht.

Transekt-Gesamtbewertung	Datum	UVG	Habitatstruktur	Arteninventar	Beeinträchtigungen	Bemerkung
T 1	10.08.2013	5,2				starke Sedimentauflagen
T 2	10.08.2013	6,5				starke Sedimentauflagen
T 3	10.08.2013	4,7				fast keine Pflanzen
T 4	10.08.2013	4,5				fast keine Pflanzen

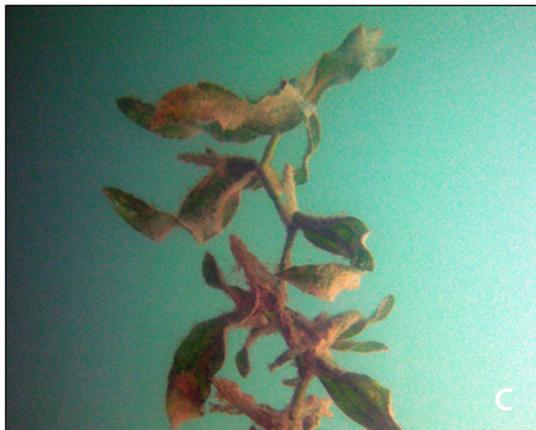
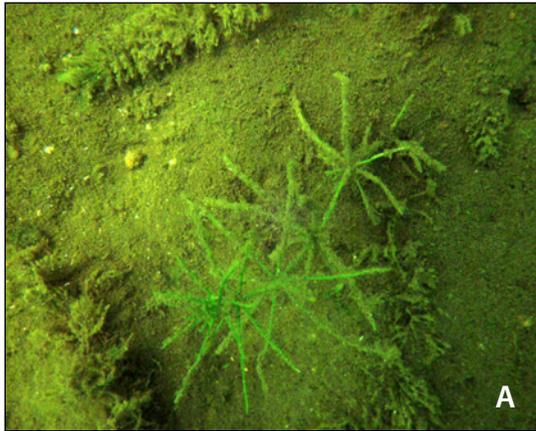
Makrophyten

Insgesamt wurden 13 Arten 2013 im Hinnensee erfasst, darunter *Chara globularis*, die nicht zu den lebensraumtypischen Arten zählt (Tab. 5). Als lebensraumtypische Arten konnten *Najas marina* subsp. *intermedia* und *Potamogeton praelongus* erfasst werden (Abb. 15).

Tab. 5: Artenliste der submersen Makrophyten des Hinnensees 1979–2013 (nach OLDORFF & KIRSCHY 2013).

	Art	Rote Liste (M-V)	1979	1983	1990	1994	1994	2003	2013	
	Anzahl Transekte/Hols/Aufnahmen		2/8	12 Trans.	4/20	6 Absch.	2 Trans.	4/44	4 Trans.	
Lebensraumtypische Arten	Chara-Grundrasen	<i>Chara spec.</i>			x					
		<i>Ch. contraria</i>	3	x		x				
		<i>Chara filiformis</i>	1	x	x				x	
		<i>Chara hispida</i>	3			x				
		<i>Chara tomentosa</i>	3		x				x	
		<i>Chara virgata</i>	2		x			x	x	
		<i>Nitella flexilis</i>	2	x	x					
		<i>Nitella mucronata</i>	3		x				x	
		<i>Nitellopsis obtusa</i>	2	x				x		
		<i>Najas marina</i> subsp. <i>intermedia</i>	2		x	x	x	x	x	x
		<i>Potamogeton praelongus</i>				x				x
		<i>Stratiotes aloides</i>	3/§A		x	x	x			
		<i>Vaucheria spec.</i>			x	x				x
Störanzeiger	<i>Ceratophyllum demersum</i>		x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	V	x	x	x	x	x	x	x	
	<i>Potamogeton crispus</i>			x		x		x	x	
	<i>Potamogeton pectinatus</i>		x			x	x	x	x	
	<i>Ceratophyllum submersum</i>				x					
weitere Arten	<i>Chara globularis</i>		x						x	
	<i>Elodea canadensis</i>	-		x	x	x			x	
	<i>Fontinalis antipyretica</i>		x	x			x	x		
	<i>Lemna trisulca</i>			x						
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	2				x				
	<i>Nuphar lutea</i>	-		x		x			x	
	<i>Persicaria amphibia</i>		x	x		x				
	<i>Plathyhypnidium rusciforme</i>		x							
	<i>Potamogeton acutifolius</i>	2	x							
	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	2							x	
	<i>Potamogeton gramineus</i>				x					
	<i>Potamogeton lucens</i>	-	x		x	x	x	x	x	
	<i>Potamogeton natans</i>	-	x	x		x	x	x	x	
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	-			x	x	x		x	
	<i>Potamogeton pusillus</i>	3							x	
	<i>Ranunculus circinatus</i>	-			x		x		x	
	Artenanzahl gesamt			15	19	9	16	9	20	13
Anzahl Characeen			4	5	1	2	2	4		
Anzahl lebensraumtypische Arten			5	9	3	4	3	7	2	

Abb. 15: Unterwasservegetation und -strukturen 2013 im Hinnesee. A: Es konnten im Rahmen der Untersuchung nur wenige Exemplare von *Chara globularis* als einziger Armleuchteralge festgestellt werden (Foto: M. Jablonski). B: Auch Samenpflanzen, hier das Raue Hornblatt *Ceratophyllum demersum*, waren nur mit geringer Deckung vertreten (Foto: F. Kroll). C und D: Lebensraumtypische Arten, hier *Potamogeton praelongus* und *Najas marina*, sind stark mit Sediment überdeckt (Fotos: J. Komarowski). E und F: Schäden durch benthivore Fische lagen flächenanteilig über 25 % im mit Pflanzen besiedelbaren Bereich des Sees (Fotos: S. Oldorff).



5 Vergleich der Kartierungen 1979 bis 2013

Seit dem Jahr 1979 erfolgten zunächst sporadische Untersuchungen der Gewässervegetation in beiden Seen, im Zeitraum 2003–2013 dann kontinuierliche Untersuchungen. Auf dieser Basis ist es möglich, eine vergleichende Betrachtung der Entwicklung der submersen Makrophytengesellschaften über einen Zeitraum von 35 Jahren vorzunehmen und mögliche Rückschlüsse auf die Ursachen von Veränderungen zu ziehen. Die Beobachtungsdaten basieren auf unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden, haben eine unterschiedliche Qualität hinsichtlich des quantitativen Aussagewertes, beziehen sich auf unterschiedlich große Flächen und wurden von verschiedenen Bearbeitern erhoben (vgl. SPREß 2004). Zum Vergleich wurden die Kartierungsdaten, sofern möglich, nach der Erhaltungszustandsbewertung gemäß der FFH-Richtlinie ausgewertet.

5.1 Entwicklung der Vegetation des Fürstenseer Sees

5.1.1 Überblick über vorliegende Kartierungen des Fürstenseer Sees

I Doll (1983)

Die Arbeit von DOLL (1983) basiert auf einer flächendeckenden Tauchkartierung aus dem Jahr 1979. Es wurden 29 Transekte angelegt und zusätzlich 109 kleinflächige Aufnahmen von je 4 m² getätigt. Es wurden Arten mit ihren Häufigkeiten nach BRAUN-BLANQUET (1964) in einer Karte (vgl. Abb. 2) sowie in Profilen und Tabellen dargestellt. Diese Kartierung bildet für die weiteren Ausführungen den Referenzzustand für diesen See. Die UMG reicht in eine Tiefe von bis zu 10 m. In Anzahl und Deckung dominieren lebensraumtypische Arten und der See weist aufgrund seiner Struktur und Beckengestalt eine relativ hohe Artenzahl lebensraumtypischer Characeen auf. Es sind alle typischen Gesellschaften nährstoffarmer kalkreicher Stillgewässer (BERG et al. 2004; LUNG 2013) vorhanden, wie die Flachwasser-Armeleuchteralgen-Grundrasen, die Großarmleuchteralgen-Grundrasen, die Stern-Glanzleuchter-Gesellschaften und die Glanzleuchter-Schlauchalgen-Grundrasen. Die von der Bewertung im Rahmen der FFH-RL als Störanzeiger angesehenen Arten (LUNG 2012), wie *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis* und *Ranunculus circinatus*, kommen nur in geringen Deckungen oder lokal an eutrophierten Standorten vor, so beispielsweise vor dem ehemaligen Zeltplatz (vgl. Abb. 2). Der See kann im Kartierungsjahr 1979 in allen Transekten nach den angewendeten FFH-Bewertungskriterien (siehe Abschnitt 4.1) als „hervorragend“ eingestuft werden.

MAKROPHYTEN-
VEGETATION

II Biologische Station Serrahn (1986 bis 1988)

Im Rahmen der gewässerökologischen Forschung im NSG „Serrahn“ erfolgten zwischen 1986 und 1991 an der Biologischen Station des Instituts für Landschaftsforschung und Naturschutz auch Untersuchungen der Makrophytenvegetation der Seen mit dem Ziel einer Dauerbeobachtung der Unterwasservegetation (SPIEB 1989, 1990). Zwischen 1986 und 1988 wurden bei den Untersuchungen im Fürstenseer See jeweils fünf der auch bei DOLL (1983) bearbeitenden Transekte (P2, P6, P8, P18, P20), untersucht. Einschränkend muss allerdings vermerkt werden, dass in beiden Untersuchungen die Transekte nicht eingemessen waren und somit nicht absolut identisch in der Lage sind. 1986 zeigt die Vegetation im Bereich der Transekte P2 und P8 eine deutliche Zunahme des Anteils eutraphenter Arten. Die Transekte P6, P18 und P19 befinden sich hingegen in einem „hervorragenden“, d.h. gegenüber dem Referenzzustand kaum veränderten Zustand. 1988 bestätigte sich diese Situation. Die Ursache für diese Entwicklung könnte möglicherweise im Zusammenhang mit einer ab Anfang der 1980er Jahre zunehmenden Erholungsnutzung im Bereich des Ortes Fürstensee und des Zeltplatzes (ohne zentrale Abwasserentsorgung) zu suchen sein.

VERGLEICHENDE
UNTERSUCHUNGEN

III Gebel (1994)

GEBEL (1994) kartierte als bisher einziger Bearbeiter die Gesamtfläche des Sees, allerdings mit einer anderen Methode und unter Nichtbeachtung der Tiefengesellschaften. Dabei wurden für einzelne Gewässerabschnitte trophieabhängige Makrophytenindizes nach MELZER (1988) ermittelt. Die veröffentlichten Daten, die zahlreiche Zusatzinformationen beinhalten, lassen sich nur im Parameter *Artenzahl* mit den anderen Arbeiten vergleichen. Die Feldarbeiten erfolgten im Jahr 1993 in 38 Kartierungsabschnitten, die in einer Karte verzeichnet wurden. Da der Autor die Vegetation schnorchelnd erfasst hat, fehlen exakte Angaben zur UMG. Die Aussagen hinsichtlich der Tiefengesellschaften sind unvollständig. Die Situation der Arten wird in den Tiefenschichten 0–1 m, 1–2 m, 2–4 m und >4 m beschrieben. Die Einschätzung der Häufigkeit erfolgte mittels einer Skala 1–5 (1/sehr selten bis 5/sehr häufig). Die Bewertung mit dem Makrophytenindex ergab im Fürstenseer See nur in 6 von 32 Teilabschnitten eine erhebliche bis starke Belastung. Dies betraf besonders den nordöstlichen Seearm zum Hinnensee und den Seebereich vor dem ehemaligen Zeltplatz sowie den östlichen Steilhang des nordwestlichen

Seearms. Bei letzterem dürfte jedoch die morphologische Situation die Ursache für die Ausbildung der Pflanzenbestände sein und keine Nährstoffeinflüsse. Im Hinnensee zeigten dagegen fünf von sechs Abschnitten eine erhebliche bis starke Belastung an. Die spezifischen Bewertungsvorgaben für das gewählte Verfahren sind nur bedingt mit den anderen Untersuchungen vergleichbar.

IV Brusdeylins (1995)

Im Rahmen des vom Landesnationalparkamt in Auftrag gegebenen Seenkatasters für den Müritz-Nationalpark wurden im August 1994 Tauchkartierungen in fünf Transekten durchgeführt (BRUSDEYLINS 1995), die jenen der Kartierung von 2012 zugeordnet werden können. Die Ergebnisse der Kartierung zeigen eine vergleichbare Situation des Fürstenseer Sees wie bereits von GEBEL (1994) beschrieben. Es sind Beeinträchtigungen im Bereich des Zeltplatzes zu erkennen.

V Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. (2003)

NATURA 2000

Die 2003 im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern durchgeführte Kartierung erfolgte in den Transekten 1–8 (vgl. Abb. 12). Zusätzlich wurden 20 Zwischenholz bzw. Einzelpunkte bearbeitet. Die Häufigkeiten der Arten wurden in den Tiefenschichten der Transekte in den tatsächlichen Abständen und Tiefen beschrieben. Die Grunddaten wurden entsprechend der FFH-Zustandsbewertung abgeleitet. Der nordöstliche Seearm zum Hinnensee wurde allerdings nicht kartiert. Auffällig sind 2003 die gegenüber den 1980er Jahren geringeren Werte der UMG, die wahrscheinlich mit dem damals niedrigen Wasserstand zu begründen sind (vgl. KAISER et al. 2015; STÜVE 2015). Während DOLL (1983) den Glanzleuchteralgen-Grundrasen 1979 bis in 10 m Wassertiefe fand und diese Gesellschaft auch noch in den 1980er und 1990er Jahren bis in diese Tiefe nachgewiesen wurde, endete die Vegetation 2003 in den acht Transekten bei maximal 8,5 m (Mittelwert = 7,6 m). Allerdings konnte in der flächendeckenden Übersichtskartierung eine UMG von 9,0 m nachgewiesen werden. Weiterhin ist im Bereich des Badestrandes am Ort Fürstensee ein hoher Anteil von Störanzeigern zu verzeichnen. Gegenüber der Situation Mitte der 1990er Jahre zeigt der See zu dieser Zeit bereits Tendenzen einer Stabilisierung und Verbesserung des Erhaltungszustandes, offenbar als Resultat von zuvor ergriffenen Managementmaßnahmen (z.B. Schließung des Zeltplatzes, Abwasserentsorgung in Fürstensee).

VI Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz (2008, 2011, 2013)

EU-WASSER-
RAHMEN-
RICHTLINIE

Das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern gab 2008, 2011 und 2013 Makrophytenkartierungen im Rahmen der WRRL in Auftrag. Es wurde Wert darauf gelegt, diese im Bereich bereits vorher untersuchter Transekte (vgl. Abb. 12) durchzuführen. 2008 wurde Anfang Juli, 2011 und 2013 Mitte August kartiert. Die Häufigkeiten der Arten in den Tiefenschichten der Transekte wurden in den Abschnitten 0–1 m, 1–2 m, 2–4 m und >4 m nach KOHLER (1978) beschrieben. Zusätzlich wurden in allen Kartierungen zwischen den Transekten stichprobenartig Vegetationsproben mit dem Krautanker genommen. Im Jahr 2008, wo insgesamt 97 Zwischenproben genommen wurden, war ein sehr großer Teil des besiedelten Gewässergrundes mit Armleuchteralgen bewachsen. Auffällig ist 2008 und 2011 ebenfalls die geringe maximale UMG von jeweils 8,5 m im Transekt 2 (mittlere UMG = 7,3–7,4 m), die sehr wahrscheinlich in den niedrigen Wasserständen begründet liegt (siehe oben). 2013 wurden im Transekt 2 wieder eine UMG von 9,7 m und eine mittlere UMG von 7,9 m festgestellt. 2011 zeigt sich eine Verschiebung der UMG in tiefere Bereiche. Bereits in fünf Transekten liegt die UMG bei >8 m. Dem liegt ein gegenüber 2008 ca. 0,5 m höherer Wasserstand zugrunde. *Chara vulgaris*, *Myriophyllum verticillatum*, *Nitella translucens*, *Potamogeton x salicifolius*, *Potamogeton trichoides* und *Tolypella glomerata* wurden nur 2011 nachgewiesen. Da diese Nachweise nicht durch Belege gesichert sind, wurden sie nicht in Tabelle 3 übernommen. Die Jahre 2008 und 2011 sind durch einen höheren Anteil von Störanzeigern geprägt.

VII Oldorff & Kirschey (2012)

Im Zeitraum 12.7.–4.8.2012 wurden im Auftrag des Nationalparkamtes Müritz im Rahmen des Projektes „TERENO“ zehn auch in den vorhergehenden Untersuchungen bearbeitete und fünf zusätzliche Transekte unter Verwendung der Methode des „Naturkundlichen Tauchens“ kartiert (OLDORFF & KIRSCHHEY 2012, 2013). Dabei wurden größere Flächenbereiche beidseitig der Transekte bei den jeweiligen Tauchgängen erfasst und somit bei der Feststellung der UMG/UVG (Untere Vegetationsgrenze) nicht nur die eigentliche Transektlinie berücksichtigt. Es wurden die lebensraumtypische Strukturen, der Deckungsgrad der Characeen, die UVG, alle Arten submerser Makrophyten mit Häufigkeit für die gesamte Aufnahmefläche, die Einschätzung der Häufigkeit in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964) sowie die „Beeinträchtigungen“ durch Störanzeiger und anthropogene (Nutzungs-)Einflüsse – hier insbesondere der Fischbesatz in Form von Wühlspuren und Scheuerstellen sowie Fraßplätzen benthivorer Fischarten – kartiert. Beeinträchtigungen durch die Aktivität benthivorer Fischarten sind auch dann augenfällig, wenn der Grundrasen nicht bzw. nicht geschlossen in die Röhrlichtzone eingewachsen ist. Fehlt diese Vegetationsstruktur völlig, so müssen in der Bewertung bereits Abstriche bei der Vollständigkeit der Habitatstrukturen gemacht werden. Diese Kartierungsergebnisse ermöglichen folgende zusammenfassende Charakterisierung des Zustandes der submersen Makrophyten: Die Untere Makrophytengrenze reicht in zwei Transekten bis zu 10,6 m und liegt im Durchschnitt bei 8,5 m. In Anzahl und Deckung dominieren nahezu überall lebensraumtypische Arten mit Ausnahme der Transekte T9 und T10, in denen kaum Makrophyten festgestellt wurden. Dies wird allerdings durch die Gesamtbewertung wieder nivelliert. Der See besitzt eine hohe Artenzahl lebensraumtypischer Characeen. In den meisten Transekten fehlen die Flachwasser-Armluchteralgen-Rasen bzw. sie beginnen bei 2 m Wassertiefe. Ab 4 m Wassertiefe dominieren die Stern-Glanzleuchter-Gesellschaften und die Glanzleuchter-/Grünalgen-Gesellschaften. Tiefengesellschaften wurden nur in den Transekten 2 und 7/2 festgestellt. Störanzeiger, wie *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum*, sind kaum vorhanden.

ERHALTUNGSZU-
STANDBEWERTUNG

5.1.2 Vergleich der Kartierungen zwischen 1979 und 2013

Übersicht

Im Betrachtungszeitraum 1979–2013 wurden im Fürstenseer See zehnmal die submersen Makrophyten untersucht. Aufgrund dieser und weiterer Befunde wird deutlich, dass der See eine gut dokumentierte Phase der Zustandsverschlechterung von der Mitte der 1980er bis zur Mitte der 1990er Jahre erfahren hatte. Zum einen aufgrund von Managementmaßnahmen, die im Zusammenhang mit der Gründung des Müritz-Nationalparks stehen, zum anderen durch die ab Ende der 2000er Jahre günstigere Wasserhaushaltssituation (Ansteigen des Wasserstandes) hat sich der Seezustand wieder verbessert.

Beispielhaft werden in Tabelle 3 die Artennachweise im Fürstenseer See aus den Kartierungen der letzten ca. 35 Jahre dargestellt. Nach Eliminierung mehrerer nicht verifizierter Einzelnachweise (acht Arten) kann von 16 lebensraumtypischen Arten – davon 12 Armluchteralgenarten, drei submerse bzw. natante Gefäßpflanzenarten (*Najas marina subsp. intermedia*, *Stratiotes aloides* forma submersa, *Potamogeton praelongus*) und eine Xantophyceae (gelbgrüne Alge) – im See ausgegangen werden. Die Gesamtartenzahl liegt bei 23 Pflanzenarten, darunter ein Moos (*Fontinalis antipyretica*). Damit ist der Fürstenseer See eines der artenreichsten Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern (SPIEB et al. 2010). Insgesamt gab es zwischen 1979 und 2013 nur einen geringfügigen Artenwechsel, wenn man die taxonomisch begründeten Unterschiede (*Chara hispida* und *Ch. rudis*, *Nitella*-Arten) vernachlässigt. Seit 1979 (DOLL 1983) gab es keinen Nachweis mehr für *Potamogeton acutifolius*, *P. x nitens*, *P. rutilus* und *Fontinalis antipyretica*. *Potamogeton rutilus* wurde allerdings damals ausschließlich im Floßgraben-Abfluss nachgewiesen. Erst in den letzten Jahren wurden *Utricularia vulgaris*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton crispus* und *P. friesii* gefunden.

Limnische Armluchteralgen-Grundrasen sind die typischen submersen Pflanzengesellschaften in nährstoffarmen, d.h. oligotrophen bis mesotrophen Standgewässern. Die Characeen dominieren gegen-

ENTWICKLUNG DER
LETZTEN 35 JAHRE

über den Spermatophyten und können infolge ihrer größeren Toleranz hinsichtlich abnehmender Lichtmengen und auf Grund morphologischer Besonderheiten auch größere Tiefen (>10 m) besiedeln. Die nachgewiesenen Beeinträchtigungen des Erhaltungszustands einzelner Transekte in den entsprechenden Jahren des Betrachtungszeitraums lassen sich hingegen mit bestimmten anthropogenen Faktoren in Beziehung setzen. Besonders auffällig ist dies im Bereich des ehemaligen Zeltplatzes und im Bereich der Badestelle Fürstensee.

Da seit den Untersuchungen von DOLL (1983) im Jahr 1979 für verschiedene Transekte vergleichbare Aufnahmen der Parameter Gesamtartenzahl, UMG, Deckung der einzelnen Arten und Gesellschaften in exakt vermessenen Transekten verfügbar waren, können diese Daten für Vergleiche zwischen den Jahren herangezogen werden. Schwierig ist dies jedoch bei der Betrachtung des Parameters Deckung. Notwendig ist eine Umrechnung der 1979 und 2003 erhobenen Daten nach BRAUN-BLANQUET (1964) in die Häufigkeitsklassen nach KOHLER (1978). Letztere stellen die Grundlage der Bearbeitung nach der WRRL in den Jahren 2008–2013 dar. Dies führt jedoch insbesondere im Bereich der höheren Deckung zu einer starken Nivellierung der Aussagen.

Tiefenausdehnung der Vegetation

Der Fürstenseer See befindet sich seit Jahrzehnten in einem relativ stabilen trophischen Zustand. Er verfügt über eine sehr hohe Artendiversität bei den submersen Makrophyten, die in etwa dem Referenzzustand für nährstoffarme-kalkreiche Klarwasserseen des norddeutschen Flachlandes entspricht. In Abhängigkeit von der Wassertiefe und der damit zur Verfügung stehenden Lichtenergie sowie der Gewässermorphologie zeigt sich jedoch eine sehr differenzierte Vegetationszusammensetzung, die sich auf kleinstem Raum ändern kann (Tab. 6). In Tiefen bis etwa 6 m kommen Gesellschaften mit höheren Artenzahlen (bis acht Arten) vor. Dem gegenüber bestehen in größeren Tiefen die Gesellschaften oft nur aus 1–3 Arten. Das Transekt 8 fällt bezüglich der Diversität auf. Es befindet sich in unmittelbarer Nähe des Badestrandes im Ort Fürstensee.

Die acht Transekte zeigten 2003 deutliche Unterschiede in der Artendiversität und auch in den besiedelten Tiefenbereichen der einzelnen Arten (Tab. 6). So wuchs *Chara virgata* beispielsweise in den Transekten 2, 3, 5, 6 und 8 lediglich im Flachwasser bis etwa 1 m, im Transekt 7 aber vom Flachwasser bis zur UMG bei 7,2 m.

Im Uferbereich sind Röhrichte überwiegend nur schmal und mit geringer Dichte vorhanden. Es dominiert Schilfröhricht mit *Phragmites australis*, teilweise vergesellschaftet mit *Typha angustifolium* und *Schoenoplectus lacustris*. In flachen Bereichen kommt gelegentlich auch ein Schneidenröhricht mit *Cladium mariscus* vor, welches kleine, dichte Bestände bildet. Hier gibt es keine deutlich werdenden Veränderungen gegenüber dem Zustand 1979.

Wassertiefen bis etwa 3 m besiedelten 1979 zumeist sehr dichte (bis 100 %) Bestände eines Kleinarmleuchter-Grundrasens mit *Chara aspera* und *Ch. contraria* und eines Großarmleuchtergrundrasens mit *Ch. filiformis* sowie *Ch. hispida (rudis)* als dominierende Arten. Diese Situation wurde 1994 bestätigt. In den folgenden Jahren kam es aber zu einer erkennbaren Verschiebung der Artenzusammensetzung. So gingen *Chara filiformis* und *Ch. aspera* zurück, verstärkt traten nun *Ch. virgata*, *Ch. rudis* und *Ch. tomentosa* auf. In der südöstlichen flachen Bucht konnten 2003 massive Bestände von *Nitellopsis obtusa* und *Chara tomentosa* ermittelt werden, die eine Pflanzenhöhe von bis zu 1,4 m in Wassertiefen von 2–3 m erreichten. In den verschiedenen Seebuchten ergänzten in einer Armleuchteralgen-Laichkraut-Tauchflur *Chara intermedia*, *Potamogeton pectinatus*, *Stratiotes aloides (var. submersa)* und *Myriophyllum spicatum* die schon genannten Characeen. Bestände, die von Schwimmblattfluren dominiert werden, sind äußerst selten. Nur sehr kleinflächig kommen *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Persicaria amphibia* und *Potamogeton natans* vor.

In Wassertiefen zwischen 3–6 m betrug die Deckung sehr häufig 80–100 %, überwiegend gebildet von Großarmleuchter-Grundrasen, die von *Nitellopsis obtusa*, *Nitella flexilis* und *Chara globularis* dominiert wurden. Daneben gab es kleinflächige Reinbestände von *Najas marina ssp. intermedia*, gelegentlich vergesellschaftet mit *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton lucens* und verschiedenen *Chara*-Arten.

Art	Tran- sekt 1	Tran- sekt 2	Tran- sekt 3	Tran- sekt 4	Tran- sekt 5	Tran- sekt 6	Tran- sekt 7	Tran- sekt 8
	Tiefenbereich (m)							
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,5–7,2		3–7			6–7,2		
<i>Chara aspera</i>	0–0,5				0–2,5	0–1		
<i>Chara contraria</i>	0–0,5		3–7		0–2,5	0–1		3,3–4,1
<i>Chara virgata</i>		0–1,3	0–1,2		0–0,8	0–1	0–7,2	0–0,3
<i>Chara globularis</i>							6–7,2	
<i>Chara intermedia</i>								0,6–0,7
<i>Chara filiformis</i>	0–0,5		3–7					3,3–4,1
<i>Chara rudis</i>	0,5–6			1,5–3		1–2,3		0,3–4,1
<i>Chara tomentosa</i>			3–7		0,3–2,5	0–4		0,7–4,1
<i>Elodea canadensis</i>								0,3–2,5
<i>Myriophyllum spicatum</i>				0–3				0,3–0,5
<i>Najas intermedia marina</i>			1,5–3	1,5–6	3–3,9		2,5–4,1	3,3–4,1
<i>Nitella flexilis</i>	6–7,2	4–8,5	7–8	6–7,5	7,6	6–7,2	5–7,2	5,7–6,2
<i>Nitella mucronata</i>			7–8		7,6	6–7,2		
<i>Nitella opaca</i>				6–7,5			5–6	5,7–6,2
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1–6			3–7,5	2,5–7,5	1–6	5–7,2	3,3–7,3
<i>Potamogeton crispus</i>				1,5–3				
<i>Potamogeton lucens</i>				1,5–3				0,5–2,5
<i>Potamogeton pectinatus</i>					0,3–3			0,5–4,1
<i>Vaucheria spec.</i>					3,9–4,7		5–6	6,2–7,3
Summe der Arten (n)	7	2	8	8	10	9	7	15
Besiedelte Fläche (%)	100	35	44	75	84	92	55	81
Untere Makrophytengrenze (m)	7,2	8,5	8,0	7,5	7,6	7,2	7,2	7,3

Tab. 6: Arten und Besiedlungstiefen der submersen Makrophyten im Fürstenseer See in acht Transekten des Jahres 2003 (aus SPIEB 2004).

Daran schloss sich bis in Tiefen von ca. 9 m meist ein Glanzleuchteralgen-Grundrasen mit *Nitella flexilis* an, in dem gelegentlich *N. opaca*, *N. mucronata*, *Nitellopsis obtusa*, *Vaucheria spec.* und *Ceratophyllum demersum* mit geringen Anteilen vorhanden waren. Damit gehört der Fürstenseer See neben dem Zwirnsee zu den wenigen Seen in der größeren Region, in denen aktuell die UMG 10 m erreicht und die Vegetation in diesen Tiefen von Characeenbeständen dominiert werden.

Deutlich wird der Wandel der Artenzusammensetzung der Makrophytengesellschaften im Tiefenbereich. Die Tabellen 7 und 8 zeigen beispielhaft an den Transekten 1 und 5, dass die geschlossenen Bestände des Glanzleuchter-Grundrasens an der UMG in einigen Seebereichen fast völlig verschwunden sind und *Nitellopsis obtusa* nunmehr diesen Raum besiedelt.

In der vergleichenden Betrachtung wird deutlich, dass nicht nur die Artenzusammensetzung sondern auch die Tiefenausdehnung der Vegetation und ihre Deckungen Schwankungen zwischen den Jahren unterworfen sind (Tab. 7, 8). Ursachen dieser Entwicklung können gegenwärtig nicht benannt werden. Ähnliche Entwicklungen sind auch in anderen Seen dieses Gewässertyps erkennbar (SPIEB et.al. 2010).

Tab. 7: Vergleich der Vegetationsdeckung im Fürstenseer See an der Unteren Makrophytengrenze (UMG) im Transekt T 1 (Klassen nach KOHLER 1978).

	1979	2003	2008	2013
UMG (m)	9	7,2	7,5	8,5
<i>Nitella flexilis</i>		V	II	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	V		V	V
<i>Chara tomentosa</i>			III	
<i>Ceratophyllum demersum</i>		I		II

Tab. 8: Vergleich der Vegetationsdeckung an der Unteren Makrophytengrenze (UMG) im Transekt 5 (Klassen nach KOHLER 1978).

	1979	2003	2008	2013
UMG (m)	8,5	7,6	7,1	8,2
<i>Nitella flexilis</i>	V	IV		
<i>Nitella mucronata</i>		V		
<i>Nitellopsis obtusa</i>			V	V

In Abbildung 16 ist erkennbar, dass sich die UMG zwischen 1979 und 2003 mit Ausnahme von Transekt 2 in ihrer Tiefe verringert hat. Bis auf Transekt 3 ist scheinbar in den übrigen Bereichen bis 2013 (damit soll nachfolgend die Kartierung 2012/2013 bezeichnet werden) eine Tiefenzunahme zu verzeichnen, die möglicherweise ihre Ursache im Wasserpegelanstieg seit dem Sommer 2011 hat

(vgl. KAISER et al. 2014, 2015; STÜVE 2015). 2012 hingegen waren nur in den Transekten 1 und 12 bis 2 m Tiefe die Kleinarmleuchter-Grundrasen im Flachwasserbereich zu finden. Ähnlich verhielt es sich mit den Glanzleuchteralgen-Grundrasen als Tiefengesellschaft. Diese konnte 2012 nur in den Transekten 2 und 7/2 kartiert werden. Ansonsten bildete *Nitellopsis obtusa* die Bestandsgrenze.

Die submersen Makrophyten sind in der Reaktion relativ träge. Kontinuierliche Beobachtungen im benachbarten Zwirnsee zeigten, dass mit dem Absinken des Wasserpegels in den 1980er–1990er Jahren die Pflanzen parallel zum Rückgang des Wassers weiter in die Tiefe gewandert sind, d.h. die UMG war über 20 Jahre in den verschiedenen Seebereichen stabil bei 8–10 m (SPIEB et al. 2010). Die Linie der

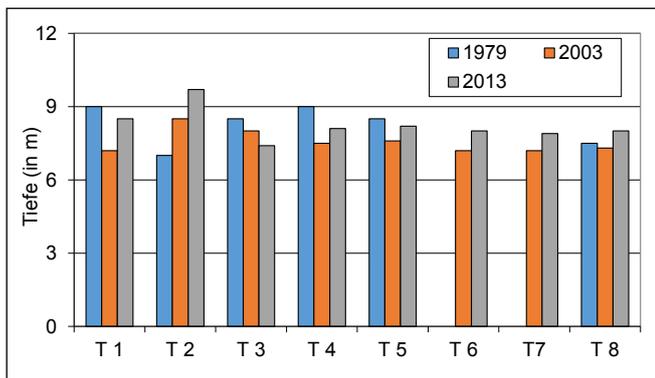


Abb. 16: Entwicklung der Unteren Makrophytengrenze (UMG) in acht Transekten (T1–8) im Fürstenseer See zwischen 1979 und 2013.

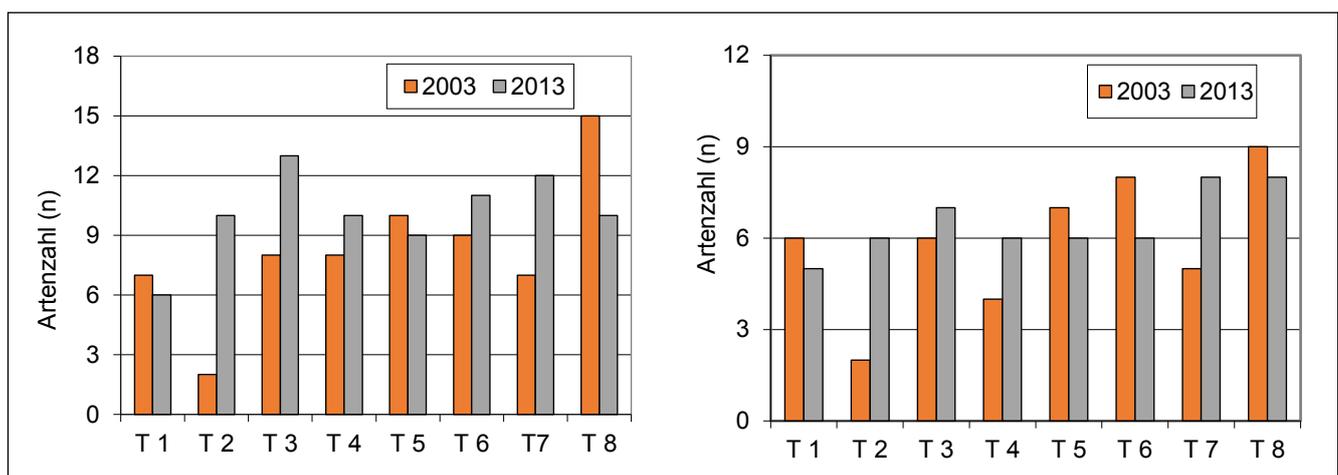


Abb. 17: Vergleich der Zahl der Hydrophyten (links) und der Characeen (rechts) im Fürstenseer See zwischen 2003 und 2013.

UMG ist in den einzelnen Seebereichen nicht gleichmäßig. Manchmal fällt oder steigt sie innerhalb kurzer Entfernungen. Betrachtet man die Seefläche, so ergibt sich gewissermaßen eine zungenförmige Gestalt sowohl in der Entfernung von der Uferlinie als auch in der Wassertiefe.

Die Gesamtzahl der submersen Arten schwankt in Abhängigkeit von der Untersuchungsmethodik und der Zahl der Probenpunkte und Transekte sehr stark. In den folgenden Betrachtungen werden die beiden Untersuchungen von 2003 und 2013 dargestellt, die nach gleicher Methodik von den gleichen Bearbeitern durchgeführt wurden.

Zwischen den beiden Jahren 2003 und 2013 (Abb. 17) werden unterschiedliche Intensitäten der Schwankungen der Artenzahlen deutlich. Besonders auffällig sind das Transekt 2, in dem sich sowohl die Gesamtzahl als auch die der Characeen deutlich erhöht hat, und das Transekt 8 mit einer entgegen gerichteten Entwicklung.

Vergleich der Deckungen

Unter Zugrundelegung der relativ groben Einstufung nach KOHLER (1978) soll an dieser Stelle der Versuch eines Vergleichs der Deckungen der unterschiedlichen Kartierungen von drei Zeitschnitten in sechs der acht Transekte unternommen werden (Abb. 18, 19, 20).

In den Transekten zeigt sich eine sehr differenzierte Entwicklung. Gegenüber dem Jahr 1979 gibt es möglicherweise die Tendenz eines Rückgangs der Deckungen.

Im Zeitraum 1979–2003 deutet sich eine leichte Zunahme der Deckung an. In den darauf folgenden 10 Jahren kam es jedoch zu einem Rückgang in vier der sechs Transekte. Insgesamt (1979–2013) gibt es damit eine Tendenz zu einem leichten Rückgang. Nach einem Anstieg der Deckung im Zeitraum 1979–2003 erfolgte in den mittleren Tiefen zwischen 3–6 m in den darauf folgenden 10 Jahren ein Rückgang. Für den Gesamtzeitraum 1979–2013 zeigt sich eine leichte Zunahme.

In größeren Tiefenbereichen gab es 1979 eine sehr hohe Deckung. Die Werte gehen in dem betrachteten Gesamtzeitraum leicht zurück. Insgesamt ist die verwendete Skalierung jedoch recht grob, so dass eine weiter reichende Interpretation nicht sinnvoll erscheint. In den einzelnen Gesellschaften, die die verschiedenen Tiefenstufen besiedeln, gab es im Bereich der untersuchten Transekte hinsichtlich der Deckung ebenfalls sehr unterschiedliche Entwicklungen. Die herangezogenen Parameter lassen keine einheitliche Trendaussage zu. Im Vergleich zu den Untersuchungsergebnissen im Hinnensee und im Zwirnsee scheint die Situation im Fürstenseer See in dem betrachteten Zeitraum von ca. 35 Jahren relativ stabil zu sein.

Es wird insgesamt deutlich, dass es – trotz der trophischen Stabilität (mesotroph) – sowohl zwischen den Jahren als auch in den einzelnen Seebereichen (Becken) in allen untersuchten Parametern unterschiedliche Entwicklungen gibt. Eine Trendaussage ist daher nur bedingt möglich. Erkennbar ist jedoch, dass der Fürstenseer See im Gegensatz zur Situation im Zwirnsee und Hinnensee insgesamt auch hinsichtlich der submersen Makrophyten relativ ausgeglichene Verhältnisse aufweist.

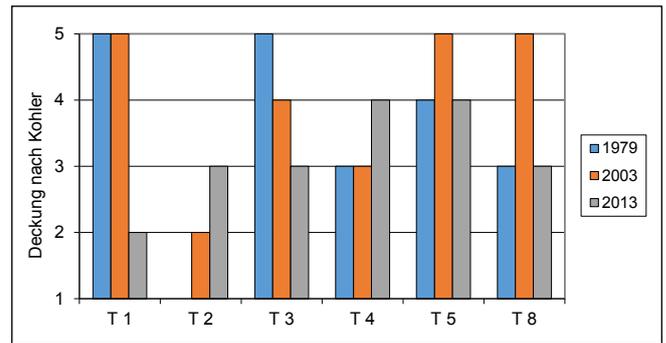


Abb. 18: Entwicklung der Deckung submerser Makrophyten in ausgewählten Transekten des Fürstenseer Sees im Tiefenbereich 0–3 m zwischen 1979 und 2013 (Ermittlung der Deckung nach KOHLER 1978).

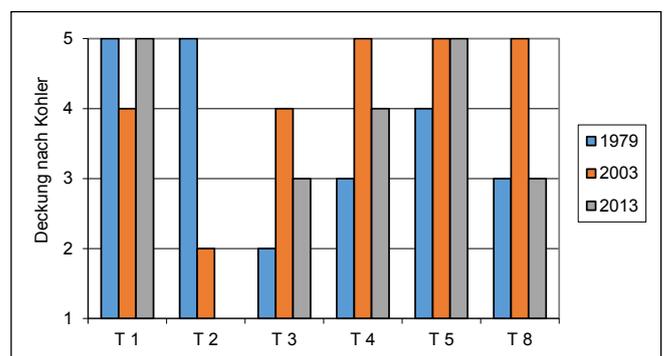


Abb. 19: Entwicklung der Deckung submerser Makrophyten in ausgewählten Transekten des Fürstenseer Sees im Tiefenbereich 3–6 m zwischen 1979 und 2013 (Ermittlung der Deckung nach KOHLER 1978).

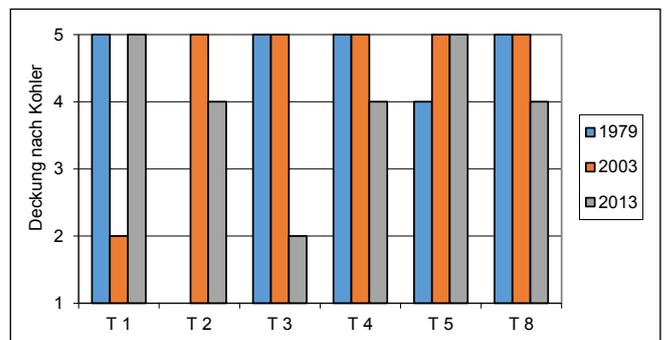


Abb. 20: Entwicklung der Deckung submerser Makrophyten in ausgewählten Transekten des Fürstenseer Sees im Tiefenbereich >6 m zwischen 1979 und 2013 (Ermittlung der Deckung nach KOHLER 1978).

5.2 Entwicklung der Vegetation des Hinnensees

5.2.1 Überblick über vorliegende Kartierungen des Hinnensees

I Doll (1983)

Im Hinnensee wurden zwei Transekte mittels Tauchkartierung bearbeitet. Diese Kartierung ist der diesem Vergleich zugrunde gelegte Referenzzustand für den Hinnensee. Die UMG reichte 1979 in eine Tiefe von 6,7 m. Die Deckung lag im Durchschnitt zwischen 60–80 %. Es dominierten *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* und *Nymphaea alba*, die in der Bewertung nach der FFH-Richtlinie als Störanzeiger eingestuft werden. Insgesamt wurden 15 submerse Arten erfasst. Am Südostufer (im Bereich des aktuellen Transekts T1) kamen z. T. großflächig lebensraumtypische Arten vor, wie *Chara contraria*, *Chara filiformis*, *Nitellopsis obtusa* und *Vaucheria spec.* Darüber hinaus gab es umfangreiche *Potamogeton lucens*-Bestände. Der Hinnensee kann im Jahr 1979 im südlichen Teil als gut (EHZ B) und im nördlichen Teil als mittel bis schlecht (EHZ C) eingestuft werden (laut FFH-Bewertungskriterien).

LEBENSRAUM-
TYPISCHE ARTEN

II Biologische Station Serrahn (1983)

Es wurden 12 Transekte mittels Tauchkartierung bearbeitet in gleichmäßiger Verteilung über die Seefläche. Die UMG betrug durchschnittlich 5,8 m, das Maximum 7 m. Die Deckung war sehr differenziert und reichte von Einzelindividuen der Arten bis zu dichten Rasen (bis 100 %). Es dominierten *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*, in einzelnen Bereichen aber auch *Stratiotes aloides* oder *Vaucheria spec.* (zumeist im Bereich der UMG). Es konnten insgesamt 20 Arten erfasst werden, darunter fünf Characeen.

III Biologische Station Serrahn (1990)

Es wurden vier Transekte mit 20 Beobachtungsflächen in verschiedenen Tiefenbereichen mittels Tauchkartierung untersucht. Die UMG lag in den Transekten zwischen 4 und 4,7 m, maximal bei 9 m. Die Deckung lag zwischen 40–50 %. Es gab einen hohen Deckungsgrad durch Makrophyten, die aber durch Störanzeiger dominiert waren. Insgesamt wurden 15 Arten erfasst, darunter zwei Characeen. Es dominierten überwiegend *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum*, die in der Bewertung nach FFH-RL als Störanzeiger eingestuft werden. Hinzu kommen *Najas marina* oder *Potamogeton*-Arten. Insgesamt war der See 1990 in einem schlechten Zustand (EHZ C).

STÖRANZEIGER

IV Gebel (1994)

Der Hinnensee wurde 1993 vollständig bearbeitet. Die Häufigkeiten der Arten wird in Tiefenschichten in den Abschnitten 0–1m, 1–2m, 2–4m und >4m beschrieben. Weiterhin erfolgt eine Einschätzung der Häufigkeit nach Skala 1–5 (1/sehr selten bis 5/sehr häufig). Die UMG lag bei 5 m. Es wurden insgesamt 16 Arten erfasst, darunter zwei Characeen. Es gibt sehr aussagekräftige Darstellungen der Deckungen der einzelnen Arten bezogen auf die gesamte Seefläche. Insgesamt wird der Gewässerzustand in den sechs Teilabschnitten des Hinnensees mit der Indexspanne 2,50–3,99 (eutroph bis polytroph) eingestuft.

V Brusdeylins (1995)

Es wurden im mittleren Seebereich zwei Transekte mittels Tauchkartierung bearbeitet. Die UMG lag in beiden Transekten bei 7 m. Die Deckung betrug 40 bzw. 50 %. Es wurden 15 Arten erfasst, darunter zwei Characeen.

VI Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. (2003)

Im Rahmen der Makrophytenverbreitungskartierung in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern und der AG Geobotanik des NABU wurden am 28.7.2003 vier Transekte mittels Tauchkartierung bearbeitet. Zusätzlich wurden 44 Zwischenholz getätigt. Die Häufigkeiten der Arten wurden in den Tiefenschichten der Transekte in den tatsächlichen Abständen beschrieben. Die UMG lag in den einzelnen Transekten bei 5,7 m, 6,4 m, 6,7 m bzw. 5,4 m. 2003 lag die UMG im Durchschnitt 1,7m tiefer als 1990. Das Arteninventar wies 20 Arten

darunter 7 lebensraumtypische Arten auf. Da in diesem Jahr kaum Characeen-Grundrasen vorhanden waren und der Anteil der Störanzeiger hoch war, wird der See mit mittel bis schlecht eingestuft.

VII Kirschey & Oldorff (2013)

Am 10.8.2013 wurden vier bereits in den vorhergehenden Untersuchungen bearbeitete Transekte unter Einsatz der Methode des „Naturkundlichen Tauchens“ kartiert (zu den methodischen Details siehe oben). Die maximale UMG lag bei 6,6 m. Es waren große Flächen ohne Pflanzenbewuchs, dafür aber erhebliche Wühlspuren durch benthivore Fische zu beobachten. Insgesamt konnte der See nur als mittel bis schlecht im Erhaltungszustand eingestuft werden.

5.2.2 Vergleich der Kartierungen zwischen 1979 und 2013

Im Betrachtungszeitraum 1979–2013 erfolgten im Hinnensee sieben Kartierungen der Makrophyten. Der Erhaltungszustand des Sees wurde 1979, 1990, 1994, 2003 und 2013 mit „mittel bis schlecht“ einge-



Abb. 21: Fische, Unterwasservegetation und -strukturen im Fürstensee 2012.

A: Der Hecht (*Esox lucius*) ist auf Vegetation als Einstand angewiesen. B: Der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) besiedelt eine breite Amplitude von Gewässertypen. Er kommt in fast allen Gewässern des Müritz-Nationalparks vor.

C: Grundrasen werden gern von Aalen (*Anguilla anguilla*) als Tagesversteck genutzt. D: Die submersive Form der Krebschere (*Stratiotes aloides forma submersa*) wuchs im Transekt 12 (Fotos: S. Oldorff). E und F: In ca. 3,5 m Wassertiefe wurden im Transekt 3 Reste abgestorbener Bäume im See gefunden, die in den letzten Jahrzehnten vom steilen Uferhang abgerutscht waren (Fotos: F. Kroll).

stufte. 1984 und 2013 wies der See jeweils seinen schlechtesten Gesamtzustand auf. Dies korrespondiert mit dem Gewässerzustand 1984 des Fürstenseer Sees.

Ab 1983 wurde der Fürstenseer See regelmäßig mit Karpfen besetzt. Die Besatzzahlen sind aber nur bis 1990 bekannt. In der aktuellen Kartierung des Fürstenseer Sees von 2012 (siehe oben) wies der zum Hinnensee übergehende Nordostarm des Fürstenseer Sees ebenfalls den Erhaltungszustand „mittel bis schlecht“ (EHZ C) auf.

Ein Zusammenhang zwischen Seepiegelstand und UMG ist beim Hinnensee nicht zu erkennen. Bereits 1979 dominierten im Hinnensee Eutrophierungszeiger, wie *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*. Es konnten aber auch acht lebensraumtypische Arten, mit z.T. guten Beständen nachgewiesen werden, darunter vier Armleuchteralgen. Über den Beobachtungszeitraum wies das Südostufer einen stabilen Erhaltungszustand auf.

6 Diskussion und Zusammenfassung

Der Fürstenseer See und Hinnensee gehören zu den nährstoffarmen, kalkreicheren, geschichteten Seen des nordostdeutschen Tieflandes. Im Verlauf der in dieser Arbeit betrachteten etwa 35 Jahre ist ihr trophischer Zustand als stabil schwach mesotroph einzustufen. Dies drückt sich auch in der relativ hohen Konstanz der submersen Makrophytengemeinschaften aus und unterscheidet beide Seen von einem in der Region erkennbaren Trend (vgl. z.B. VAN DER WEYER et al. 2009; OLDORFF & KIRSCHHEY 2011).

Klimatische Faktoren, unterstützt durch anthropogene Eingriffe in die hydrologischen Verhältnisse führten in den 1990er–2000er Jahren zu einer Wasserspiegelabsenkung von etwa einem Meter. Diese ist auch in ähnlich gelegenen Seen gleichen hydrologischen Typs in Nordostdeutschland beobachtet worden (KAISER et al. 2012, 2014, 2015; STÜVE 2015). Eine günstige Niederschlagssituation in Verbindung mit Maßnahmen zur Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes führte v.a. in den 2010er Jahren zu einem Wiederanstieg der Pegelstände (KOBEL 2009). Die Makrophytenvegetation und ihre Entwicklung wurde über den Zeitraum dieser Veränderungen hinweg betrachtet und in den Jahren nach dem Wiederanstieg des Seepiegels besonders intensiv untersucht, um die Auswirkungen der Wasserspiegeldynamik auf die charakteristischen Lebensraumstrukturen zu dokumentieren. Der Seespiegel korreliert dabei – mit geringer zeitlicher Verzögerung und möglicher Überlagerung unterschiedlicher Umweltfaktoren – gut mit der durchschnittlichen UMG (Abb. 22).

Die im Vergleich mit anderen Gewässern gleichen Typs in Nordostdeutschland ausgesprochen hohe Diversität der submersen Makrophytenarten im Fürstenseer See ist bei graduellen Änderungen

WASSERSPIEGEL- ABSENKUNG

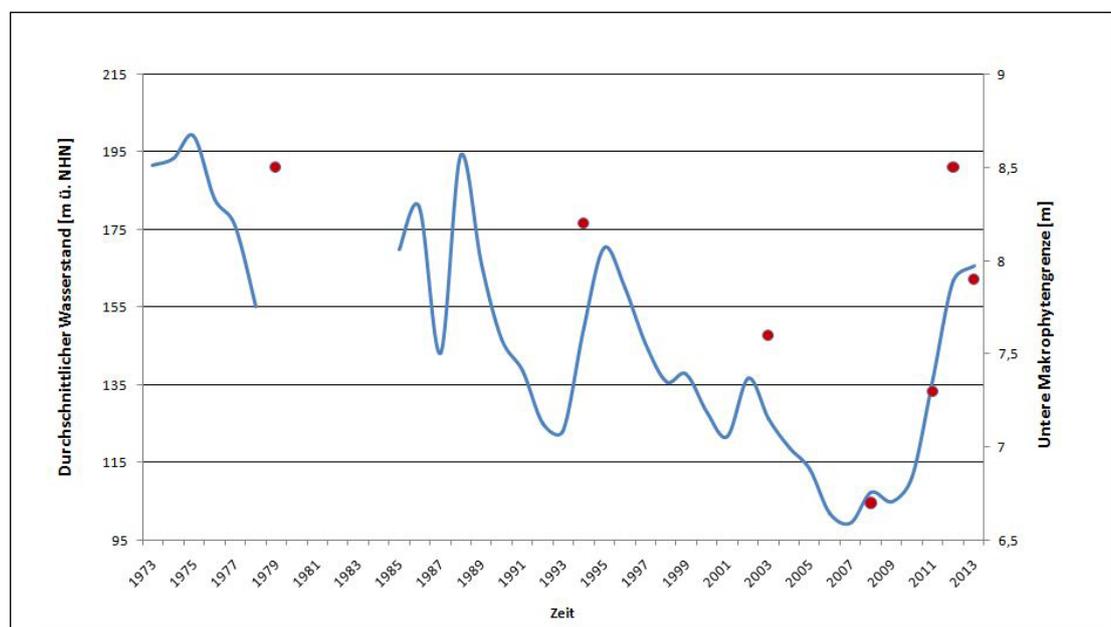


Abb. 22: Zusammenhang zwischen dem Seespiegel (blaue Linie) und der Unteren Makrophytengrenze (UMG; rote Punkte) des Fürstenseer Sees im Zeitraum von 1979–2013.

in Spektrum und Verteilung unverändert groß. Sie unterscheidet sich wesentlich von der Situation im Hinnensee, obwohl eine ständige Verbindung der beiden Wasserkörper besteht. Im Hinnensee bestehen deutliche Unterschiede auch in der Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften, z.B. dominieren Samenpflanzen gegenüber den Characeen. Große Unterschiede gibt es auch in der Tiefe, bis zu der die submersen Makrophyten vordringen und in den Deckungsgraden. Während die UMG des Fürstenseer Sees inzwischen bei 6,7–8,5 m und max. bei 10,6 m liegt, befindet sich diese im Hinnensee bei 4,3–6 m und max. bei 6,7 m.

Die unterschiedliche Beckenmorphologie von Hinnensee und Fürstenseer See kann dabei die festgestellten Unterschiede in der Makrophytenbesiedlung nur zum Teil erklären (vgl. GASITH & HOYER 1998). Auch die etwas unterschiedliche (hydro-)geologische Situation ist zu berücksichtigen (Hinnensee = relativ endmoränennah, Fürstenseer See = relativ endmoränenfern; vgl. BÖRNER 2015). Inwieweit dies als Bestandteil einer natürlichen Amplitude von Gewässern bei der Bewertung des Erhaltungszustandes zu berücksichtigen ist, wäre zu prüfen.

Bedeutsam für die langfristige Stabilität des Zustandes ist die Bewaldung des größten Anteils des Seeinzugsgebietes. Direkte Nährstoffeinträge aus den landwirtschaftlichen Flächen der weiteren Umgebung lassen sich daher ausschließen. Ob hingegen das Grundwasser – es fließt im Gebiet von Nordost nach Südwest (vgl. BÖRNER 2015; KAISER et al. 2015) – Nährstoffe in die Seen transportiert, ist zu prüfen.

Innerhalb der Seefläche treten durchaus starke Unterschiede in der Besiedlung der submersen Makrophyten auf. Dies betrifft die Dominanz, die Diversität und auch die Tiefenbereiche. Ob diese Unterschiede Teil einer natürlichen Dynamik innerhalb von als wenig dynamisch geltenden Vegetationsgesellschaften oder Bestandteil einer natürlichen Sukzession darstellen bzw. Trends zur Veränderung aufweisen, ist nur im Rahmen eines langjährigen Monitorings überhaupt feststellbar (vgl. SCHEFFER & JEPPESEN 1998).

Beim Vergleich der Daten unterschiedlicher Bearbeitungsverfahren und Bewertungsvorgaben wurde deutlich, dass neben methodisch bedingten Grenzen in der Vergleichbarkeit auch die Bewertungsmaßstäbe selbst immer wieder evaluiert werden müssen. Prinzipiell kann im Ergebnis der durchgeführten Untersuchungen und des Vergleichs mit den vorliegenden Altdaten die Methodik zur Erfassung des Erhaltungszustandes des FFH-Lebensraumtyps 3140 als geeignet betrachtet werden, Veränderungen der Makrophytengesellschaften von Seen abzubilden und z.T. Managementmaßnahmen zu begründen. Voraussetzung hierfür ist jedoch das Vorliegen entsprechender Daten hoher Qualität, was wohl nur für sehr wenige Seen in ähnlicher Weise gegeben sein dürfte wie für den Fürstenseer See. Deutlich wird dies im vorliegenden Fall im Vergleich zum Hinnensee. Der besondere Wert von auf Langfristigkeit angelegten Beobachtungszeitreihen mit möglichst konstanten oder aber zumindest vergleichbaren Daten als Grundlage eines funktionierenden Monitorings und auch die sachgemäße Dokumentation/Haltung der Daten sei an dieser Stelle ausdrücklich unterstrichen.

Bei der Entwicklung der gefährdeten nährstoffarmen Standgewässertypen spielen anthropogene Faktoren mit großem Abstand die entscheidende Rolle. Die vergleichende Entwicklung zeigt deutlich die Wirksamkeit des Erfolgs von in den zurückliegenden Dekaden ergriffenen Managementmaßnahmen für den Fürstenseer See, so z.B. in Form der Fernhaltung von stofflichen Lasten und der Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes. Als spezielle Maßnahmen, die einen Beitrag zur Erhaltung der Wasserqualität und der Stabilität der Makrophytenvegetation geleistet haben, sind neben der Integration in das Schutzgebiet, die erfolgte Schließung des Zeltplatzes am Südostufer, die damit einhergehende Reduktion diffuser Nährstoffeinträge und die verbesserte Ordnung der Infrastruktur für die Freizeitnutzung (Verlagerung von Einzelstegen zu einer Gemeinschaftssteganlage in der Nähe der Ortslage Fürstensee) zu nennen. Eine besondere Bedeutung kommt der Stabilisierung des hydrologischen Systems mit dem Ziel der Wiederherstellung historischer Binnenentwässerungsgebiete und der Schließung von Gräben aus entwässerten Moorkörpern zu. Auch der Stau am einzigen aktiven künstlichen Abfluss des Fürstenseer Sees, dem Floßgraben, wurde weitgehend verschlossen. Außerdem konnte durch ein System von Sohlschwellen im Floßgraben und weiteren Gräben in den Stendlitzwiesen der Abstrom aus dem Fürstenseer See reduziert werden, wenn auch das Ziel der Wiedervernässung dieses Moorgebietes noch nicht

erreicht wurde (vgl. HINZ & WERNICKE 2002). Insgesamt können diese Maßnahmen als maßgeblicher Beitrag dazu betrachtet werden, dass der Fürstenseer See aktuell einen hervorragenden Erhaltungszustand aufweist.

Die Interaktion der Makrophytenvegetation mit der anthropogenen, d.h. durch Besatz und Fang beeinflussten Ichthyozönose gehört zu den zunehmend diskutierten Fragen des regionalen Gewässerschutzes. Aus den vorliegenden Besatz- und Fangstatistiken können allerdings keine unmittelbaren Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Ichthyozönose gezogen werden. Als aus der Sicht des Makrophytenschutzes positive Maßnahme ist das erstmals 2006 formell im Fischereipachtvertrag fixierte Verbot des Karpfenbesatzes zu werten. Nichtsdestotrotz wurden bei den Untersuchungen im Fürstenseer See 2012 sowie insbesondere im Hinnensee 2013 sehr deutliche Spuren der Aktivität benthivorer Fische festgestellt, so dass das fischereiliche Management des Gewässers – einschließlich der außerhalb des Totalreservates zulässigen Angelnutzung – eine dauerhafte Herausforderung für die Erreichung der Schutzziele darstellt (Abb. 23).



Allgemein besteht am Fürstenseer See und Hinnensee weiterer Untersuchungsbedarf zur Rolle benthivorer Fische im Seeökosystem und zu ihrer Begünstigung durch den Menschen sowie zu den Umweltfaktoren und deren Änderung im Zusammenhang mit dem Klimawandel.

Alle vorgenannten Maßnahmen und Effekte haben sich selbstverständlich nicht linear und unmittelbar auf die Makrophytenvegetation ausgewirkt, vielmehr muss der in den jeweiligen betrachteten Perioden festgestellte Zustand der Vegetation als Resultat mehrfach überlagerter, zum Teil antagonistischer und retardierter Einflussfaktoren gewertet werden. Eine Fortsetzung der Makrophytenuntersuchungen in einem angemessenen Turnus sei an dieser Stelle angeregt, um die Qualität der Seen zielgerichtet überwachen und letztlich erhalten zu können.

UNTERSUCHUNGS-
BEDARF

7 Danksagung

Die nach der FFH-Methodik vorgenommenen Tauchkartierungen in den Jahren 2012 und 2013 im Fürstenseer See bzw. Hinnensee wurden durch ehrenamtliche, geschulte Sporttaucher des Tauchclubs Nehmitzsee e.V. durchgeführt, namentlich von Frank Kroll, Jürgen Rütz, Janette und Martin Redel, Michael Jablonski, René Pastor, Siegfried Hanke und Jörg Komarowski. Ines Wiehle, Olaf Best und Ralf Pauli halfen bei den praktischen Arbeiten vor Ort. Franziska Neubert danken wir für die Hilfe beim Erstellen der Karten sowie Janine Jachtner für die Fotobearbeitung. Dem Nationalparkamt Müritz gebührt Dank für die Genehmigung der Arbeiten und die Gewährung einer Aufwandsentschädigung. Knut Kaiser, Joachim Kobel und Ulrich Meßner sind wir für die Anregung zu dieser Arbeit und für vielfältige fachliche Diskussionen dankbar. Dem Staatlichen Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte wird für die Bereitstellung limnologischer Daten und dem Seenreferat des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern für die Tiefenkarten gedankt.

8 Quellenverzeichnis

- ARENDE, K., OLDORFF, S., KABUS, T. & KIRSCHHEY, T. (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 20 (4): 122–135.
- BENS, O., SCHWANK, M., BLUME, T., BRAUER, A., GÜNTNER, A., HEINRICH, I., HELLE, G., ITZEROTT, S., KAISER, K., SACHS, T. & HÜTTL, R.F. (2012): TERENO – Eine Monitoring- und Forschungsplattform zur Erfassung langfristiger Auswirkungen des Globalen Wandels auf regionaler Ebene. – *System Erde – GFZ-Journal*, 2 (1): 68–73.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. – Weissdorn-Verlag, Jena.
- BLÜMEL, C. (2004): Die Characeen in Mecklenburg-Vorpommern. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 13: 55–72.
- BÖRNER, A. (2015): Geologische Entwicklung des Gebietes um den Großen Fürstenseer See. – In: KAISER, K., KOBEL, J., KÜSTER, M. & SCHWABE, M. (Hrsg.): Neue Beiträge zum Naturraum und zur Landschaftsgeschichte im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks. – *Forschung und Monitoring*, 4, Geozon, Berlin, S. 21–29.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage. – Springer, Wien.
- BRUSDEYLINS, S. (1995): Seenkataster Müritz-Nationalpark. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesnationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG DIN (Hrsg.) (2007): DIN EN 15460 – Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen, Deutsche Fassung. – Berlin.
- DOLL, R. (1978): Drei bemerkenswerte Seen im südlichen Mecklenburg und ihre Vegetation. – *Limnologica*, 11 (2): 379–408.
- DOLL, R. (1983): Die Vegetation des Großen Fürstenseer Sees im Kreis Neustrelitz. – *Gleditschia*, 10: 241–267.
- DOLL, R. (1985): Kritische Flora des Kreises Neustrelitz (1. Teil). – *Natur und Naturschutz in Mecklenburg*, 22: 3–60.
- GASITH, A. & HOYER, M.V. (1998): Changing influence along lake size and depth gradients. – In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M.A., SØNDERGAARD, M.O. & CHRISTOFFERSEN, K. (Hrsg.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. – Springer, New York, pp. 397–406.
- GEBEL, M. (1994): Limnologische Untersuchungen am Großen Fürstenseer See/Hinnensee unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Diplomarbeit, Universität des Saarlandes Saarbrücken.
- GERMER, S., KAISER, K., MAUERSBERGER, R., STÜVE, P., TIMMERMANN, T., BENS, O. & HÜTTL, R.F. (2010): Sinkende See-

- spiegel in Nordostdeutschland: Vielzahl hydrologischer Spezialfälle oder Gruppen von ähnlichen Seentypen? In: KAISER, K., LIBRA, J., MERZ, B., BENS, O. & HÜTTTL, R.F. (Hrsg.): Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. – Scientific Technical Report, 10/10, Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam, 40–48.
- GREGOR, T. (2014): Problems of nomenclature in Central European Characeae. – Group of European Charophytologists (Hrsg.): 19th Meeting of the Group of European Charophytologists (GEC 19), Vilnius, Lithuania, 11–14 September 2014. – Abstracts, 13.
- HINZ, J. & WERNICKE, P. (2002): Die Notwendigkeit von Wasserrückhaltmaßnahmen zur Stabilisierung von Seen und Mooren. – Labus, 15: 10–15.
- JESCHKE, L. (2003): Müritz-Nationalpark. – In: JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (Hrsg.): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. – Demmler Verlag, Schwerin, S. 584–589.
- KAISER, K., FRIEDRICH, J., OLDORFF, S., GERMER, S., MAUERSBERGER, R., NATKHIN, M., HUPFER, M., PINGEL, A., SCHÖNFELDER, J., SPICHER, V., STÜVE, P., VEDDER, F., BENS, O., MIETZ, O. & HÜTTTL, R.F. (2012): Aktuelle hydrologische Veränderungen von Seen in Nordostdeutschland: Wasserspiegeltrends, ökologische Konsequenzen, Handlungsmöglichkeiten. – In: GRÜNEWALD, U., BENS, O., FISCHER, H., HÜTTTL, R.F., KAISER, K. & KNIERIM, A. (Hrsg.): Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel. – Schweizerbart, Stuttgart, S. 148–170.
- KAISER, K., KOCH, P.J., MAUERSBERGER, R., STÜVE, P., DREIBRODT, J. & BENS, O. (2014): Detection and attribution of lake-level dynamics in north-eastern central Europe in recent decades. – Regional Environmental Change, 14: 1587–1600.
- KAISER, K., DREIBRODT, J., KÜSTER, M. & STÜVE, P. (2015): Die hydrologische Entwicklung des Großen Fürstenseer Sees (Müritz-Nationalpark) im letzten Jahrtausend – ein Überblick. – In: KAISER, K., KOBEL, J., KÜSTER, M. & SCHWABE, M. (Hrsg.): Neue Beiträge zum Naturraum und zur Landschaftsgeschichte im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks. – Forschung und Monitoring, 4, Geozon, Berlin, S. 61–81.
- KAPLAN, Z. (2002): Phenotypic plasticity in *Potamogeton* (Potamogetonaceae). – Folia Geobotanica, 37: 141–170.
- KERSHAW, K.A. (1973): Quantitative and dynamic plant ecology. – Edward Arnold, London.
- KIRSCHHEY, T. & OLDORFF, S. (2012): Ergebnisse des „Naturkundlichen Tauchens“ 2012 im Großen Fürstenseer See im Nationalpark Müritz. – Unveröffentlichter Bericht, Menz.
- KIRSCHHEY, T. & OLDORFF, S. (2013): Ergebnisse des „Naturkundlichen Tauchens“ 2013 im Hinnensee im Nationalpark Müritz. – Unveröffentlichter Bericht, Menz.
- KNAPP, H.-D., JESCHKE, L. & SUCCOW, M. (Hrsg.) (1985): Gefährdete Pflanzengesellschaften auf dem Territorium der DDR. – Kulturbund DDR, Berlin, 128.
- KOBEL, J. (2009): 18 Jahre Renaturierung von Wassereinzugsgebieten im Müritz-Nationalpark. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 72: 77–91.
- KOBEL, J. & SPICHER, V. (2010): Entwicklung der Wasserstände ausgewählter Seen und Renaturierung des Wasserhaushaltes im Müritz-Nationalpark. – In: KAISER, K., LIBRA, J., MERZ, B., BENS, O. & HÜTTTL, R.F. (Hrsg.): Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. – Scientific Technical Report, 10/10, Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam, S. 104–109.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft und Stadt, 10 (2): 73–85.
- KORSCH, H., RAABE, U. & VAN DE WEYER, K. (2008): Verbreitungskarten der Characeen Deutschlands. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 19: 57–108.
- LUNG (2011): 3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen. – Landesamt für Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Bearbeiter: M. Teppke). http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_sb_lrt_3140.pdf (abgerufen am 09.11.2014).
- LAWA (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer. Richtlinien für die Bewertung nach trophischen Kriterien. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kiel.
- LUNG (2012): Bewertungsanleitung für FFH-Lebensraumtypen in Mecklenburg-Vorpommern – Stand März 2012. – Landesamt für Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- LUNG (2013): Anleitung für die Kartierung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in Mecklenburg-Vorpommern, 3. Auflage. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 2/2013.
- MAUERSBERGER, R. (2006): Klassifikation der Seen für die Naturraumerkundung des nordostdeutschen Tieflandes. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 45: 51–89.
- OLDORFF, S. & KIRSCHHEY, T. (2011): Tauchen und Naturschutz – Gemeinsam für biologische Vielfalt und Wasserqualität. – Jahrbuch Ostprignitz-Ruppin, 21: 196–205.

- OLDORFF, S. & KIRSCH, T. (2013): Fürstenseer See: Naturkundliches Tauchen 2012 – Vergleich mit den Kartierungen aus den Jahren 1979–2011. – Unveröffentlichter Bericht, Menz.
- PIETSCH, W. (1980): Die Zeigerwerte der Wasserpflanzen Mitteleuropas. – Feddes Repertorium, 91: 106–126.
- SACHTELEBEN, J. & BEHRENS, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. – BfN-Skripten, 278 S.
- SCHEFFER, M. & JEPPESEN, E. (1998): Alternative stable states. – In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M.A., SØNDERGAARD, M.O. & CHRISTOFFERSEN, K. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. – Springer, New York, pp. 397–406.
- SPIEß, H.-J. (1989): Ergebnisse der Zustandsanalyse einiger Seen des NSG Serrahn, Kreis Neustrelitz. – Acta hydrochimica et hydrobiologica, 17 (5): 507–523.
- SPIEß, H.-J. (1990): Ergebnisse ökologischer Untersuchungen in den Gewässern des Naturschutzgebietes Serrahn (Bez. Neubrandenburg, DDR). – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 30: 123–140.
- SPIEß, H.-J. (2004): Ergebnisse der Untersuchungen submerser Makrophyten in mesotroph-eutrophen Seen Mecklenburg-Vorpommerns. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 13: 73–84.
- SPIEß, H.-J., BOLBRINKER, P., MÖBIUS, F. & WATERSTRAAT, A. (2010): Ergebnisse der Untersuchungen submerser Makrophyten in ausgewählten Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern, 47, Sonderheft: 4–182.
- SPIEß, H.-J. & WATERSTRAAT, A. (2013): Tauchkartierungen Großer Fürstenseer See an der biologischen Station Serrahn 1986–1998. – Unveröffentlichter Bericht, Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V., Kratzeburg.
- STÜVE, P. (2015): Die jüngere hydrometeorologische Entwicklung im Serrahner Gebiet und Umgebung. – In: KAISER, K., KOBEL, J., KÜSTER, M. & SCHWABE, M. (Hrsg.): Neue Beiträge zum Naturraum und zur Landschaftsgeschichte im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks. – Forschung und Monitoring, 4, Geozon, Berlin, S. 203–231.
- TÄUSCHER, L. (2011): Die Charales exsiccateae-Sammlung von Dr. Dietrich Schmidt (1992–2004) für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg, 50: 167–174.
- TOIVONEN, H. (2000): Botanical aspects of lake monitoring and assessment. – In: HEINONEN, P., ZIGLIO, G. & VAN DER BEKEN, A. (eds.): Hydrological and limnological aspects of lake monitoring. – Wiley, Chichester, pp. 119–130.
- VAN DE WEYER, K., PÄZOLT, J., TIGGES, P., RAAPE, C. & OLDORFF, S. (2009): Flächenbilanzierung submerser Pflanzenbestände – dargestellt am Beispiel des Großen Stechlinsees (Brandenburg) im Zeitraum von 1962–2008. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 18 (4): 137–142.
- WATERSTRAAT, A. & SPIEß, H.-J. (2015): Zustandsanalyse der Seen in den Einzugsgebieten des Großen Fürstenseer Sees und des Großen Serrahnsees. – In: KAISER, K., KOBEL, J., KÜSTER, M. & SCHWABE, M. (Hrsg.): Neue Beiträge zum Naturraum und zur Landschaftsgeschichte im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks. – Forschung und Monitoring, 4, Geozon, Berlin, S. 241–258.
- WIEGLEB, G. (1981): Application of multiple discriminant analysis on the analysis of the correlation between macrophyte vegetation and water quality. – Hydrobiologia, 79: 91–100.
- WIEGLEB, G. & BRUX, H. (1991): Comparison of life history characters of broad-leaved species of the genus *Potamogeton* L. – Aquatic Botany, 39: 131–146.

Anschriften der Autoren

Silke Oldorff

Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg

Abteilung Großschutzgebiete/Regionalentwicklung (GR3)

Seeburger Chaussee 2

14476 Potsdam

E-Mail (korrespondierende Autorin): silke.oldorff@lugv.brandenburg.de

Dr. habil. Hans-Jürgen Spieß, Dr. Arno Waterstraat

Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. Kratzeburg

Dorfstraße 31

17237 Kratzeburg

Tom Kirschey
 Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU)
 Bundesgeschäftsstelle
 Charitéstraße 3
 10117 Berlin

Anhang 1: Original der unveröffentlichten Vegetationskarte des Fürstenseer Sees anhand der Makrophytenkartierung 1979 durch R. Doll (vgl. DOLL 1983). Zusätzlich wurden in die Abbildung die lebensraumtypische Vegetation (grün) und die Störanzeiger (rot) eingetragen.

