©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen
Band 33/34, S. 19 – 46, 2008

Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmers (Niedersachsen)

Volker Blüml, Frank Körner, Ulrike Marxmeier, Markus Richter und Arnold Schönheim

Kurzfassung: Die Verlandungsvegetation des Dümmers wurde seit Beginn des 20. Jahrhunderts mehrfach untersucht. 2006 erfolgte erstmals eine flächendeckende Kartierung der gesamten Verlandungszone.

Seit der 1953 abgeschlossenen Eindeichung war diese massiven Veränderungen unterworfen. Bereits kurz nach Deichschluss kam es zu einer massiven Reduktion der seeseitigen, durchfluteten Schilfbestände (*Phragmites australis)*. Weite Röhrichtpartien entwickelten sich zunächst zu Wasserschwaden-Beständen (*Glyceria maxima)*, dann wieder zu Schilfröhrichten. Nach einer zwischenzeitlichen Stagnation der Röhrichtabbrüche in den 1980er Jahren kam es in den letzten 15-20 Jahren zu erneuten erheblichen Flächenverlusten. Die ehemals typischen Teichbinseninseln (*Schoenoplectus* spp.) sind inzwischen weitestgehend verschwunden.

Die Wasserrosenfelder (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*) verloren seit den 1990er Jahren erheblich an Fläche. Alle Verluste an der Verlandungsvegetation dürften zunächst durch die Gewässerbelastung, in neuerer Zeit vor allem durch zu hoch gehaltene Sommerwasserstände verursacht sein.

Die ehemals üppige und artenreiche submerse Vegetation starb nach der Eindeichung vollständig ab. Nach einer unerwartet eingetretenen Klarwasserphase wurde 2001 erstmals wieder *Potamogeton pectinatus* nachgewiesen, seitdem wurden weitere Laichkraut-Arten, zwei Arten der Armleuchteralgen (*Chara fragilis*, *Nitella mucronata*) und weitere Tauch- und Schwimmblattpflanzen nachgewiesen.
Die voraussichtlich 2009 erfolgende Umleitung des Bornbaches, über den ein Großteil der heutigen Nährstofffracht in den Dümmer gelangt, dürfte die Bedingungen für die submerse Vegetation entscheidend verbessern.

Abstract: The silting vegetation of Lake Dümmer has been investigated at different times throughout the 20th century. In 2006 we made the first complete mapping of all vegetation types. Since embanking had been finished in 1953, the vegetation changed dramatically. Reedbanks reduced much and the vegetation changed from dominance of *Phragmites australis* to *Glyceria maxima*, later *Phragmites* took back large parts. After a stagnation of devastion of reedbanks, after the 1980ties again large areas of reedbanks disappeared. Small islands of *Schoenoplectus* spp., which were very typical for the lake, nearly disappeared.

The vegetation of the emergent plants *Nuphar lutea* and *Nymphaea alba* has started to disappear in the 1990ties. All devastation of silting vegetation seem to correlate with water pollution in the first decades, in recent years the water levels in summer are too high for reproduction of plants.

The submerse vegetation was quite rich in species and biomass before embanking, then it completely disappeared. Since 2001, there is a slight recovery of such vegetation, including some species of *Potamogeton* spp. and *Characeae*. After the diversion of the Bornbach, a highly polluted stream in 2009, nitrification will be reduced giving good perspectives for a further recovery of submerse vegetation.

Keywords: Flora, silting vegetation, mapping, Dümmer, Lower Saxony.

Autoren:
Dipl.-Ing. (FH) Volker Blüml & Dipl.-Ing. (FH) Arnold Schönheim: BMS-Umweltplanung, Hasestraße 60, 49074 Osnabrück; E-Mail: info@bms-umweltplanung.de;
Frank Körner, Dipl.-Chem. Dipl.-Ökol. Ulrike Marxmeier & Dr. Markus Richter: Naturschutzring Dümmer e.V., Am Ochsenmoor 52, 49448 Hüde; E-Mail: naturschutzring.duemmer@t-online.de

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1 Einleitung

Die Verlandungsvegetation des Dümmers, des zweitgrößten Binnensees Niedersachsens, war seit den 1920er Jahren mehrfach Gegenstand von Untersuchungen (vgl. Kap. 3.2). Sowohl die Zusammensetzung der Vegetation des vor der 1953 abgeschlossenen Eindeichung oligotrophen Sees wurde dokumentiert, als auch die verschiedenen Vegetationsstadien der darauf folgenden Phase der Eutrophierung. Nicht nur das mit der Eutrophierung im Zusammenhang stehende, zeitweilig völlige Verschwinden der Unterwasservegetation wurde belegt (Herr & Todeskino 1988), sondern ebenso die qualitative und quantitative Degeneration der Röhrichtzone (zum Beispiel Dahms 1972, 1974, Remmers 1982, vgl. Kap. 3.2). Durch die Mitte der 1980-er Jahre begonnene „Dümmersanierung", die u.a. eine Verminderung des Nährstoffeintrages zum Ziel hat, soll eine Verbesserung des ökologischen Zustandes des Sees und seiner Niederung erreicht werden; „dazu gehört auch die Wiederherstellung von besonderen Biotopen, soweit diese erheblich beeinträchtigt oder zerstört sind" (Nds. MELF 1987). Mit der voraussichtlich 2009 erfolgenden Umleitung des Bornbaches, eines besonders stark mit Nährstoffen belasteten Zuflusses des Sees, ist ein deutlicher Rückgang der Nährstofffrachten zu erwarten, so dass sich die Voraussetzungen für die Regeneration der Verlandungsvegetation erheblich verbessern dürften. Deren aktueller Zustand wurde kurz vor Umsetzung des Vorhabens von den Verfassern 2006 umfassend untersucht (vgl. Kap. 3.1), die Untersuchung soll die Basis für ein künftiges Monitoring der Vegetation bilden.

Für den Vergleich der aktuellen Ergebnisse mit dem Zustand der Verlandungszone vor der Eindeichung und in den ersten Jahrzehnten danach liegt eine Anzahl von Untersuchungen vor (vgl. Kap. 3.2), jedoch überwiegend in Form unpublizierter Gutachten oder Prüfungsarbeiten. Diese sind der (Fach-) Öffentlichkeit nur eingeschränkt zugänglich. Zudem enthalten die älteren Arbeiten keine oder methodisch bedingt ungenaue Flächenbilanzen, da zwar luftbildbasierte Kartierungen z.T. mit hoher Detailschärfe erfolgten, die heutigen EDV-gestützten Auswertungsmöglichkeiten mit Geographischen Informationssystemen (GIS) jedoch noch nicht zur Verfügung standen.

In der hier vorgelegten Arbeit wird daher neben der Vorstellung der aktuellen Ergebnisse eine vergleichende Auswertung früherer Arbeiten unter Einsatz der verbesserten technischen Auswertungsmöglichkeiten vorgenommen.

2 Gebietsbeschreibung

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst die Seefläche des Dümmers mit allen innerhalb des Deiches gelegenen Bereichen (insgesamt ca. 1.535 ha). Diese werden unterteilt in (gegen den Uhrzeigersinn beschrieben) Nordbucht (Fenneker-Olgahafen), Westseite (bis zum südlichstem, auf den Deich zulaufenden Weg), Wackersort (bis Huntemündung), Dümmersort (bis Sielgraben), Südbucht (bis Einmündung Marler Graben) und Ostufer einschließlich der nicht eingedeichten Teile der „Hohe Sieben" mit der „Baggerkuhle".

Die von einem separaten Sommerdeich umgebene „Vogelwiese" an der Südostseite des Sees (ca. 9 ha) bleibt unberücksichtigt, da sie hydrologisch weitgehend vom See abgekoppelt ist. Das UG liegt administrativ überwiegend im Landkreis Diepholz, kleinere Teile der westlichen Verlandungszone liegen in den Landkreisen Vechta und Osnabrück. Naturräumlich liegt der Dümmer innerhalb der Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung" in der Einheit „Diepholzer Moorniederung".

Die Wasserstände des Dümmers sind von Natur aus schwankend, seit der Eindeichung aber stark reguliert. Die typischerweise phasenweise niedrigen Wasserstände im Sommer werden vor allem aus Gründen des Wassersportes auf hohem Niveau gehalten (vgl. Remmers 1982, PÖU 1988, NLWKN briefl.).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3 Material und Methoden

3.1 Eigene Kartierung 2006

Grundlage dieser Arbeit ist eine im Sommer 2006 durchgeführte, flächendeckende Kartierung der Flora und Vegetation im Rahmen der Berichtspflichten zur Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie der Europäischen Union (BMS-Umweltplanung 2007) im Auftrag des Landes Niedersachsen (siehe Kap. 6).

Seefläche mit Schwimmblattzone: Die Erfassung der Farn- und Blütenpflanzen sowie Armleuchteralgen auf dem Dümmer erfolgte zwischen Anfang Juni und Mitte Juli 2006. Bekannte Vorkommen aus den Vorjahren (siehe unten) wurden gezielt angefahren. Die übrige Seefläche wurde bei windstillem Wetter mit dem Boot abgefahren und die Wasseroberfläche mit dem Fernglas abgesucht. An der Ostseite des Dümmers erfolgten zusätzliche Kontrollen entlang der Badestrände und in den Hafenanlagen vom Ufer bzw. den Stegen aus. An Stellen mit geringer Sichttiefe wurde mit einer Harke oder per Hand unter Wasser nach Pflanzenvorkommen gesucht bzw. Proben genommen. Die Fundorte wurden per Global Positioning System (GPS; Modell: Garmin GPS 76) eingemessen. Bei Beständen unter 100 m² Flächenausdehnung wurde eine Ortung in der Mitte des Vegetationsbestandes vorgenommen und die Flächengröße vor Ort abgeschätzt. Vegetationsbestände über 100 m² Größe wurden mit dem Boot umfahren und etwa alle 3-5 m eine Ortung mit dem GPS vorgenommen. Die GPS-Daten wurden direkt als Polygone bzw. Punkte in ein GIS (ArcView 3.2a, Fa. ESRI) eingelesen. An jedem Fundort wurden sämtliche Arten halbquantitativ sowie der Gesamtdeckungsgrad der Vegetation insgesamt aufgenommen. Bei Arten der Roten Liste Niedersachsen (Garve 2004) erfolgte zusätzlich eine Zählung bzw. Schätzung gemäß der Skalen „a“ (Anzahl Sprosse) und „c“ (Deckung in m²) nach Schacherer (2001). Zur Beschreibung der Häufigkeit der Makrophyten im Dümmer wird die Gesamtzahl der Polygone und Punkte gewertet, die ein Vorkommen der jeweiligen Art umfassen.

Verlandungszone: Die Bearbeitung erfolgte zwischen Ende Juli und Anfang September 2006 mit Schwerpunkt in der ersten Augusthälfte. Alle im Luftbild strukturell zu unterscheidenden Bereiche wurden im GIS als Polygone abgegrenzt und – mit Ausnahme der meisten Weidengebüsche – unter Einsatz eines GPS angelaufen und auf mindestens ein bis zwei diagonal durch die Fläche führenden Transekten oder zickzackförmigen Routen begangen. Nach Farn- und Blütenpflanzen der Roten Liste Niedersachsens ohne Vorwarnliste wurde überall gezielt gesucht. Auch die seeseitig der Schilfzone vorgelagerten Schwingrasen waren im August zumindest in wesentlichen Teilen betretbar, wobei gemäß GUV-R 178 (Gesetzliche Unfallversicherung 2007) grundsätzlich eine Begehung mit zwei Personen mit Rettungswesten und weiterer Sicherheitsausrüstung erforderlich war. Einzelne ufernah sowie die auf Inseln gelegenen Röhricht- und Schwingrasenbereiche wurden mit dem Schlauchboot angefahren und dann vom Ufer her zu Fuß begangen.

Eine streng pflanzensoziologisch orientierte Kartierung der Vegetation wurde nicht vorgenommen, ebenso wenig wurden Vegetationsaufnahmen angefertigt. Statt dessen wurden die in Luftbildern sowie im Gelände hinsichtlich ihrer Struktur und Artenzusammensetzung unterscheidbaren Vegetationseinheiten mindestens auf Ebene von Biotoptypen nach von Drachenfels (2004) im Maßstab 1:5.000 differenziert (vgl. Tab. 1). Diese Typisierung orientiert sich vorwiegend an einer Zusammenfassung pflanzensoziologischer Einheiten, wobei eigens für diese Kartierung weitere Untertypen gebildet wurden, um die Dominanzbestände von Pflanzenarten bzw. Artenkombinationen gegeneinander abzugrenzen. Bei allen definierten

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Röhricht- und Riedtypen (vgl. Tab. 1) ist die namensgebende Art bzw. Artengruppe dominant (> 25 %, meist > 50 % Deckungsgrad). Bei den am Dümmer betrachteten Vegetationseinheiten kommt dies einer klassischen pflanzensoziologischen Kartierung zumeist sehr nahe und ermöglicht Vergleiche mit früheren Kartierungen, die sich ebenfalls vorwiegend an den Dominanzbeständen bestimmter Arten orientierten (s. Kap. 3.2). Für jede so abgegrenzte Kartiereinheit wurden die dominanten und kennzeichnenden Arten halbquantitativ notiert. Die Erfassung der Rote Liste-Arten der Farn- und Blütenpflanzen erfolgte wie auf dem See nach Schacherer (2001). Als „Wuchsort" wird das GIS-Polygon der Biotopkartierung definiert, in dem die jeweilige Art registriert wurde (vgl. Blüml & Zacharias 2004). Erstreckte sich ein Artvorkommen über die Grenze eines Polygons hinaus, wurden die Vorkommen je Polygon separat ausgezählt. Mehrere punktuelle Vorkommen innerhalb eines Polygons wurden dagegen als ein Wuchsort gewertet.

Die Bestimmung der Farn- und Blütenpflanzen erfolgte nach Casper & Krausch (1980, 1981), Rothmaler (1994), Weber (1995) sowie Haeupler & Muer (2000), die der Armleuchteralgen nach Vahle (1990). Von Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) wurden Proben entnommen und nachbestimmt (siehe Kap. 6), vereinzelt zu findende sonstige Moose nicht näher bestimmt. Bei den Makrophyten im See konnten Keimlinge aus dem *Ranunculus aquatilis*-Komplex nur als Sammelart (*Ranunculus aquatilis* agg.) bestimmt werden.

Tab. 1: Flächengrößen und -anteile der Vegetationseinheiten des Dümmers mit Verlandungszone. In Klammern sind die Biotoptypen nach von Drachenfels (2006) angegeben.

Vegetationseinheiten	Fläche [ha]
Erlen-Bruchwald (WAR)	18,3
Weiden-Sumpf- und Auenwälder (WNW, WWS)	3,8
Weidengebüsch (BNR, BAS)	69,2
Sonstige Wald- und Gehölzbestände (WXH, BRS, HFS, HB..)	2,5
Offene Wasserflächen incl. Hunte u. Gräben (SRN, SRS, SEZ, SXH, FZM, FGR)	1.300,5
Submerse Großlaichkraut-Gesellschaften (VEG)	0,3
Sonstige Tauchblattvegetation (VET)	4,9
Froschbiss-Gesellschaften (VEH)	0,3
Sonstige Schwimmblattvegetation (VES)	26,8
Schilf-Röhricht (VER tw., NRS)	106,2
Rohrglanzgras-Röhricht (NRG)	0,3
Wasserschwaden-Röhricht (VER tw., NRW)	7,0
Rohrkolben-Röhricht (VER tw.)	12,2
Teichbinsen-Röhricht (VER tw.)	0,2
Kalmus- und Igelkolben-Röhrichte (VER tw., NRZ)	0,6
Großseggenried (VEC, NSG)	2,1
Sumpfreitgrasried (NSM)	3,3
Hochstaudenfluren (NSS, NUT)	0,6
Ruderalfluren (UH..)	0,2
Schlammbänke mit Pioniervegetation (NPF, VEF)	2,5
Vegetationsarme Schlammbänke (NPU)	2,4
Gebäude, Wege, überwieg. versiegelte Hafenbereiche (OEL, OVW, OVH), Tritt- und Scherrasen (GRT, GRR), Badestrände (PSB)	6,2

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.2 Vergleichsdaten aus früheren Jahren

Eine erste Beschreibung der Vegetationsverhältnisse ist Reichling (1921) zu entnehmen. Er nennt die kennzeichnenden Arten, allerdings ohne näher auf die Vergesellschaftung einzugehen oder ihre Verbreitung anhand von kartographischen Darstellungen zu dokumentieren.

Graebner & Hueck (1931) fertigten einige Vegetationsaufnahmen an und lieferten eine ausführlichere Beschreibung der Vegetationsverhältnisse. Die Übersichtskarte zu den Vegetationseinheiten (Maßstab ca. 1:50.000) ist jedoch sehr grob und stilisiert gestaltet, zudem gehen aus den eingezeichneten Gesellschaften nicht unbedingt die dominanten Arten hervor. So werden unter dem *Scirpo-Phragmitetum* neben von *Phragmites australis* dominierten Röhrichten auch Bestände von *Schoenoplectus* spp. und *Typha* spp. gefasst. Nur für einen kleinen Teilbereich an der Hunteeinmündung wird eine detailliertere Vegetationskarte präsentiert, aus der die dominanten Arten hervorgehen.

1946 wurde die Makrophytenvegetation des Sees durch R. Alpers (in Herr & Todeskino 1988) in Form von Vegetationsaufnahmen dokumentiert, die Daten blieben aber durch den Tod des Bearbeiters lange unbeachtet. Erst Herr & Todeskino (1988) werteten dieses Material vergleichend aus (siehe unten).

Krause (1948) erstellte eine Vegetationskarte im Maßstab: 1:10.000. Die im Oktober 1947 durchgeführten Aufnahmen erfolgten jedoch seeseitig vom Boot aus und haben daher in erster Linie die Binseninseln und die ufernahe Röhrichtzone zum Gegenstand. Döpker (1990) vermutet daher größere Ungenauigkeiten in der räumlichen Darstellung. Die Grenzen zwischen wesentlichen Vegetationseinheiten sollten aber durch die von Krause (1948) benutzten Luftbilder ähnlich genau sein wie bei späteren Kartierungen. Pfaffenberg & Dienemann (1964) liefern eine verbale Beschreibung der einzelnen Pflanzengesellschaften von den submersen Makrophyten bis hin zum Erlenbruch aus den letzten Jahren vor der Eindeichung des Sees. Ihre Angaben stammen damit aus dem gleichen Zeitraum wie die von Krause (1948) und weitestgehend auch von Alpers und geben in der Zusammenschau der drei Arbeiten eine gute Vorstellung der damaligen Vegetationsverhältnisse.

Dahms (1972, 1974) führte im Rahmen seiner limnogeologischen Untersuchungen auch eine flächendeckende Vegetationskartierung im Maßstab 1 : 5.000 durch. Dazu wurde die Verlandungszone im Winter 1969/70 während einer Vereisung mit Skiern begangen. Im Sommer 1970 erfolgte eine stichprobenartige Überprüfung der Ergebnisse. Die Standorte und Ausdehnung der Seebinseninseln übertrug er nach Luftbildern aus dem Jahr 1966 (1 : 25.000) in den größeren Maßstab. Außerdem sind Bestände aus Teich-/Seerosen kartographisch dargestellt, über die Aufnahmemethodik liegen jedoch keine Angaben vor. Die Kartierung differenziert die Röhrichttypen anhand dominanter Pflanzenarten (*Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Schoenoplectus* spp. *[S. lacustris/S. tabernaemontani]*, *Carex* spp.) mit ausgesprochen hohem räumlichen Detaillierungsgrad. Vegetationsaufnahmen wurden nicht angefertigt. Die dort nicht erwähnten *Thelypteris palustris*-Bestände wurden vermutlich vorwiegend Röhrichten aus *Glyceria maxima* und *Typha* spp. zugeschlagen; einzelne *Acorus calamus*-Bestände wurden vermutlich mit *G. maxima* verwechselt. Gehölzbestände wurden nicht weiter differenziert.

Die Karte wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit in ein GIS überführt, so dass erstmals Flächenbilanzen bezüglich der Verlandungszone möglich sind. Durch die hohe Genauigkeit der Originalkarte konnten zudem Verschneidungen mit der aktuellen Vegetationsbedeckung vorgenommen werden. Akkermann (1978) liefert differenziert nach den Uferabschnitten Hinweise zur Ausprä-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

gung der Vegetation um das Jahr 1973, was die Interpretation der Karte von Dahms (1972) erleichtert.

Remmers (1982) überlagerte die Kartierungen von Krause (1948) und Dahms (1972) zusammen mit einer eigenen Luftbildinterpretation für 1980 in einer Karte im Maßstab 1:10.000. Dabei wurden allerdings nur die seeseitige Röhrichtgrenze und die (Binsen-) Inseln dargestellt, eine weitere Differenzierung erfolgte nicht; auch blieb die Schwimmblattzone unberücksichtigt. Diese Karte wurde nun ebenfalls in ein GIS übertragen und Flächenbilanzen erstellt.

Herr & Todeskino (1988) wiederholten 1987 soweit möglich die 1946 durch Alpers (s.o.) durchgeführten Vegetationsaufnahmen, für die Seefläche des Dümmers wurden dabei alle Aufnahmen reproduziert. Eine flächendeckende Untersuchung der Makrophytenvegetation erfolgte nicht, die Arbeit enthält aber Hinweise auf die Vegetationsverhältnisse im gesamten See.

Döpker (1990) wertete vergleichend Luftbilder aus. Dies betrifft Schwarz-Weiß-Luftbilder aus dem März/April 1972 und Color-Infrarot (CIR)-Luftbilder vom 26.05.1987; für Teilbereiche standen zur Verifizierung außerdem CIR-Luftbilder vom 28.08.1972 zur Verfügung. Eine Flächenberechnung erfolgte bereits EDV-gestützt. Die Abgrenzung der Schwimmblattzone 1987 erscheint trotz des jahreszeitlich relativ frühen Befliegungszeitpunktes plausibel. Da die errechnete Gesamtfläche der Röhrichtzone für 1972 um weniger als 1 % von der neu digitalisierten Karte von Dahms (1972, Aufnahmejahr 1969/70) abweicht, wurden die Flächenbilanzen für 1987 ohne weitere Prüfung übernommen.

Marxmeier (1999, s. auch Marxmeier & Düttmann 2002) ermittelte auf Basis von CIR-Luftbildern durch Planimetrierung die Ausdehnung der Röhrichtvegetation von 1973/75, 1987, 1992 und 1997/1998. 1998 wurde die Röhrichtzone außerdem mehrfach mit dem Boot abgefahren. Veränderungen in der Röhrichtausdehnung gegenüber 1992 wurden in eine mitgeführte Karte (Maßstab: 1 : 5000) eingetragen; für 1992 und 1998 war außerdem eine entsprechende Auswertung der Schwimmblattzone (Teich- und Seerosenfelder) möglich. Aufgrund des günstigen Aufnahmezeitpunktes 1992 (07.08.) und der Verifizierung der Luftbildauswertung von 1997 im Gelände (1998) sind diese Daten daher gut mit der aktuellen, per GPS im Gelände bestimmten Ausdehnung der entsprechenden Vegetationsbestände zu vergleichen.

Im Rahmen des Nds. Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes (vgl. Haeupler & Garve 1983, Schacherer 2001) liegen seit 1982 zu den Gefäßpflanzen der jeweils gültigen Roten Liste (bis 1992: Haeupler et al. 1983; bis 2003: Garve 1993; ab 2004: Garve 2004) eine Reihe unveröffentlichter Meldungen vor:

1992 notierte H. Belting (Naturschutzstation Dümmer) die Rote Liste-Pflanzenarten der gesamten Verlandungszone im Rahmen ornithologischer Erfassungen und schätzte die Populationsgrößen je Minutenfeld. Diese Erhebungen erfolgten allerdings nicht in der Vollständigkeit wie 2006; außerdem wurden sie bereits Ende Mai/Anfang Juni durchgeführt. Dadurch dürften die Populationsgrößen der meisten hier vorkommenden Rote Liste-Arten tendenziell unterschätzt worden sein, da sich diese überwiegend erst im Hochsommer voll entwickeln und blühen; ebenso dürften einzelne Arten übersehen worden sein. Belting (mdl. Mitt.) erfasste zudem größere Vorkommen von *Sphagnum* spp.

Teile der Verlandungszone, überwiegend in Deichnähe, wurden 1998 bzw. 2001 durch J. Feder (teilweise publiziert in Feder 2000, 2003) untersucht. Darüber hinaus liegen einige Einzelmeldungen anderer Melder vor, die sich aber noch stärker auf die deichnahen Bereiche beschränken.

Da die in der aktuellen Roten Liste geführten Arten auch in den Vorgängerlisten geführt wurden, sind Vergleiche für alle Arten möglich.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

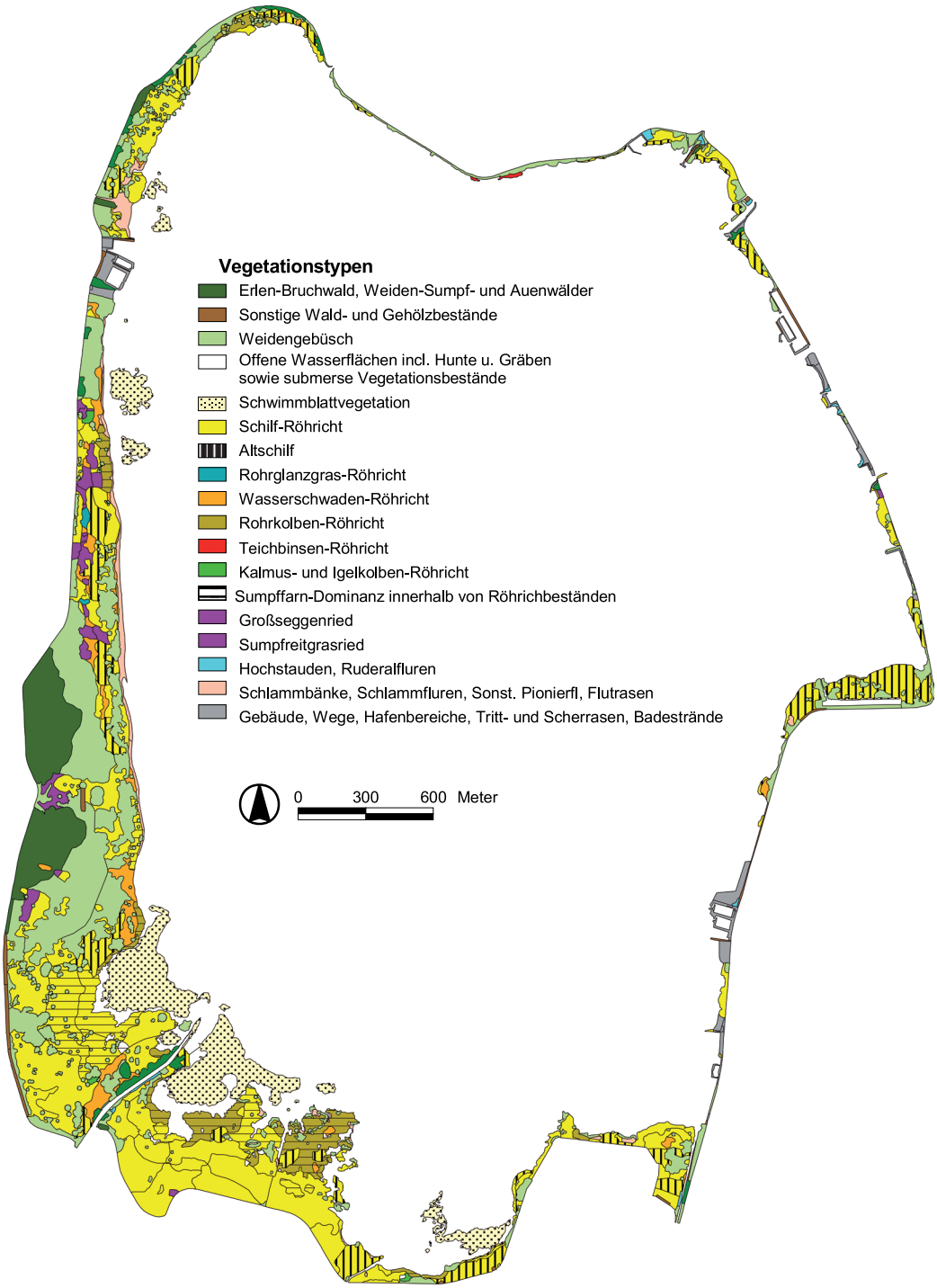


Abb. 1: Vegetationskarte des Dümmers 2006.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

In den Jahren 2001-2005 wurden alljährlich submerse Vegetationsbestände durch die Autoren F.K., U.M. und M.R. vom Boot aus gesucht und die Standorte mit GPS aufgenommen. Diese Erfassungen waren insbesondere im Bereich der Bootshäfen, die 2006 einen wesentlich Teil der Unterwasservegetation beherbergten, vermutlich unvollständig. Für die offene Wasserfläche sind die Daten aber mit ähnlicher Genauigkeit erhoben wie 2006 und daher gut vergleichbar. In den 1990er Jahren trat vor 1999 offensichtlich keine Unterwasservegetation auf, diese wäre bei den zahlreichen Befahrungen im Rahmen alljährlicher ornithologischer Erfassungen durch die Verfasser F.K. und U.M. sicher aufgefallen.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass alle früheren Kartierungen die floristisch-vegetationskundliche Ausstattung der Röhrichtzone nur auf Basis von Luftbildern, teilweise ergänzt um stichprobenartige oder bei Vereisung durchgeführte Geländebegehungen, beschreiben. Bei der Kartierung 2006 wurde erstmals die gesamte Röhrichtzone während des aus floristischer und vegetationskundlicher Sicht optimal geeigneten Zeitraums (Hochsommer) begangen, was zum Beispiel Graebner & Hueck (1931), Krause (1948) und Dahms (1972) mit dem Hinweis auf eine stark eingeschränkte Betretbarkeit unterließen.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetationskartierung 2006

Im Sommer 2006 wies der Dümmer einschließlich der einmündenden Hunte und Gräben eine vegetationsfreie Wasserfläche von gut 1.300 ha auf. Hinzu kamen 32,3 ha mit Schwimmblatt- oder Unterwasservegetation. Röhrichte nahmen 126,5 ha ein, davon waren 26,4 ha von Massenbeständen von Sumpffarn (*Thelypteris palustris)* unterstanden. Der überwiegend nur schüttere Röhricht-Überwuchs bestand hier vorwiegend aus Rohrkolben (*Typha* spp.), seltener aus Schilf (*Phragmites australis)* oder Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima)*. Hinzu kamen 6,0 ha Großseggen- (*Carex* spp.), Sumpfreitgras- (*Calamagrostis canescens*) und Hochstaudenbestände. Auf insgesamt fast 94 ha haben sich Gehölze entwickelt (Tab. 1, Abb. 1).

4.1.1 Beschreibung der Röhrichte und Riede

Schilf-Röhrichte: Dieser Röhrichttyp ist an allen Uferpartien mit Abstand am stärksten vertreten. Auf insgesamt 25,5 ha wächst derzeit noch hoch- und dichtwüchsiges Altschilf. Schwerpunkt dieser Bestände ist die Hohe Sieben, einzelne Altschilfflächen gibt es aber an allen Ufern. Die übrigen Bestände sind strukturell schlechter ausgeprägt und vielfach mit den Kennarten anderer Röhrichttypen durchsetzt. Nur an der Südseite und jahrweise an der Hohen Sieben wurde in den letzten Jahren noch Schilfschnitt betrieben, wobei die Schnittflächen jeweils kleiner als ein Hektar sind, insgesamt aber bis zu 10 ha pro Winter geschnitten werden (H. Belting, briefl. Mitt.).

4,8 ha Schilfröhrichte weisen hohe Anteile von *Glyceria maxima* auf, 5,2 ha von *Acorus calamus* und 0,4 ha von *Typha* spp. 0,2 ha zeigen Anklänge an Großseggenriede, 1,1 ha an Sumpfreitgrasriede; 16,0 ha im Bereich von Schwingrasen werden im Unterwuchs von *Thelypteris palustris* beherrscht. Die übrigen 52,4 ha sind reines Schilfröhricht mit überwiegend geringen Anteilen anderer Röhrichtbildner. In den ufernahen Bereichen ist Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae)* häufig.

Rohrglanzgras-Röhrichte: Solche Röhrichte wurden nur an der Westseite nördlich der Dobben an zwei Stellen in etwa 50 m Abstand zum Deich kartiert. *Phalaris arundinacea* ist monodominant, in einem Fall mit viel *Calamagrostis canescens* und weiteren Arten mesotropher Standorte (Übergang zum Sumpfreitgrasried).

Wasserschwaden-Röhrichte: In nennenswertem Flächenumfang kommen solche

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Röhrichte nur noch an der Westseite vor, hier sowohl nahe des Deiches in nassen Partien, als auch auf Teilflächen der ufernahen Schwingrasen. Kleine Vorkommen existieren auch in der Nordbucht, der gesamten Südseite und in der Hohen Sieben. Im alten Mündungslauf der Hunte sind niedrigwüchsige Reinbestände ausgebildet, dort ist das Vorkommen einiger Pflanzen von *Caltha palustris* bemerkenswert. Auch in den deichnahen Bereichen sind Begleitarten nur spärlich zu finden. In den ufernahen Schwingrasen sind z.T. Dominanzbestände von *Thelypteris palustris* vorhanden; mehrfach kommt es zu fließenden Übergängen zu Rohrkolben- oder Schilfröhrichten. Häufig sind hier Hochstaudenarten eutropher Sümpfe wie *Cicuta virosa*, *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Rumex hydrolapathum* und *Solanum dulcamara* beigemengt.

Rohrkolben-Röhrichte: Die größten Vorkommen existieren im Bereich Dümmersort, Wackersort sowie in der Nordbucht. Als 10-30 m breite Säume sind derartige Röhrichte u.a. auch an der Süd- und Westseite vorzufinden. Stellenweise existieren wenige Meter breite Säume am seeseitigen Rand der Schilfröhrichte, die maßstabsbedingt nicht auskartiert wurden. Im Bereich Dümmersort sind lückig wachsende Mischbestände aus *Typha latifolia* und *T. angustifolia* zu finden, in denen *Thelypteris palustris* dominant ist. Hinzu kommen vereinzelt Hochstaudenarten, v.a. *Eupatorium cannabinum*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria* und *Solanum dulcamara*, teils auch *Acorus calamus*, *Phragmites australis* oder *Glyceria maxima*. Die saumartigen Bestände werden von *Typha latifolia* dominiert, *T. angustifolia* ist zumeist seltener oder fehlt gänzlich.

Kalmus-Röhrichte: Kalmus-Röhrichte wurden nur noch stellenweise an der Westseite bei Wackersort und in der Südbucht kleinflächig gefunden. Diese Bereiche sind stark schwingend und mit offenen Faulschlammstellen durchsetzt. Typische Begleitarten sind *Epilobium hirsutum* und *Rumex hydrolapathum*, außerdem gibt es Übergänge zu Schilf- und Wasserschwaden-Röhrichten, in einem Bereich ist *Thelypteris palustris* dominant.

Großseggenriede: Vorwiegend wurden Riede an der Westseite nördlich der Dobben kartiert, hier überwiegend in 20-100 m Abstand vom Deich, vereinzelt auch tiefer in der Verlandungszone. Durchweg ist *Carex acuta* dominant, die meisten Flächen zeigen mit sehr viel *Calamagrostis canescens* und weiteren Arten mesotropher Standorte Übergänge zum Sumpfreitgrasried. Mehrere Seggenriede sind stark verschilft und zeigen bereits Anklänge an Schilfröhrichte.

Sumpfreitgras-Riede: Die Vorkommen liegen überwiegend an der Westseite nördlich, südlich sowie zwischen den Dobben, überwiegend in Deichnähe. Kennzeichnend sind neben dem dominanten *Calamagrostis canescens* oft *Carex acuta*, dazu Arten mesotropher Standorte wie *Peucedanum palustre*, vereinzelt zum Beispiel auch *Potentilla palustris.* Je einmal existieren Übergänge zum Großseggenried, Schilf- bzw. Wasserschwaden-Röhricht.

4.1.2 Schwimmblatt- und Unterwasservegetation

2006 wurden im See insgesamt 19 Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzenarten nachgewiesen, davon 17 Arten der Blütenpflanzen und zwei Armleuchteralgenarten (Tab. 2). Die Laichkräuter sind dabei mit sechs Arten vertreten, wobei neben *Potamogeton pectinatus* auch die Großlaichkräuter *P. crispus* und *P. perfoliatus* vergleichsweise häufig sind. Zum Vorkommen der gefährdeten Arten siehe auch Kap. 4.3.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2: Anzahl der Funde von Makrophyten im Dümmer 2006. Funde in Tümpeln innerhalb der Röhrichtzone bleiben unberücksichtigt.

Artname	Funde
Callitriche platycarpa	9
Ceratophyllum demersum	4
Chara fragilis	1
Elodea canadensis	2
Elodea nuttallii	5
Hydrocharis morsus-ranae	1
Lemna minor	13
Lemna trisulca	2
Nitella mucronata	1
Nuphar lutea	58
Nuphar lutea (juv.)	8
Nymphaea alba	15
Persicaria amphibia	2
Potamogeton berchtoldii	7
Potamogeton crispus	9
Potamogeton lucens	2
Potamogeton natans	1
Potamogeton pectinatus	19
Potamogeton perfoliatus	14
Ranunculus aquatilis-Gruppe (juv.)	1

4.2 Veränderungen der Röhrichtvegetation im Vergleich zu früheren Erfassungen

4.2.1 Flächenbilanz

Seit der ersten flächenscharfen Kartierung 1947 hat die Flächenausdehnung der Verlandungsvegetation sehr stark abgenommen (Abb. 2). So gingen bis 1969/70 ca. 89 ha verloren, weitere ca. 80 ha bis 1980, wobei zwischen 1969 und 1973 nach Akkermann (1975b, 1978) besonders gravierende Verluste festgestellt wurden; nach Luftbildauswertung haben sich diese aber weitgehend auf Nordbucht und Ostseite beschränkt. Bis 1987 gingen weitere 12 ha verloren, danach verlangsamte sich der Rückgang bis Ende der 1990er Jahre deutlich, bis 1998 waren es nur etwa 6 ha. In diesem Zeitraum kam es besonders im Winter 1993/94 infolge eines Hochwassers zu größeren Abrissen an der Südseite (Marxmeier 1999). Seitdem haben sich wiederum ca. 9 ha aufgelöst.

Bis in die 1970er Jahre waren Nordbucht und Westseite besonders stark betroffen, dort sind die Verluste nach 1980 nur noch vergleichsweise gering. An Wackersort entstanden zunächst bis 1969/70 neue Röhrichtflächen, die sich bis heute in ihrer Ausdehnung nur wenig verändert haben. An Dümmersort ist die Situation seit 1980 ebenfalls relativ stabil, während es an der Südbucht besonders zwischen 1980 und 1987 massive Flächenverluste gab, denen bis heute kleinere folgten. Besonders stark ist das Schilfröhricht an der Ostseite von 1947 bis etwa 1987 zurückgegangen, seitdem ist die Situation hier ziemlich stabil.

Das Röhricht wich seit 1947 bis zu 400 m zurück, insbesondere im Bereich Geyseneck/Nordbucht. Dagegen verschob sich die Röhrichtgrenze auf weiten Strecken des Westufers von 1947 bis 1969/70 um 50-100 m, bis 1980 dann überwiegend deutlich unter 50 m und danach noch geringer.

Die Teichbinseninseln (*Schoenoplectus* spp.) gingen bereits in den 1960er Jahren besonders stark zurück: Dahms (1972) zählte aus Luftbildern aus dem Jahr 1961 insgesamt 215 Binseninseln aus, 1966 konnten nur noch 145 festgestellt werden. Bis 1980 verschwanden die noch verbliebenen Inseln größtenteils. So fand Remmers (1982) nur noch 20 Inseln, 2006 waren die Vorkommen außer zweier ufernaher Inseln bei Eickhöpen erloschen.

Die flächenhaften Verluste an Verlandungsvegetation bis 1969/70 lassen sich hinsichtlich der betroffenen Pflanzengesellschaften nur bruchstückhaft rekonstruieren. Angaben von Dahms (1972) und Akkermann (1978), wie auch die von Krause (1948) genauer dargestellten seeseitigen Ränder des Röhrichts deuten darauf hin, dass gerade die vitalen, im Wasser stehenden Schilfbestände besonders betroffen waren. Dies gilt sowohl für die Bereiche, die noch heute seeseitig von Schilfbeständen begrenzt werden (Hohe Sieben, Nordbucht), als auch für das Westufer. Dort sind praktisch keine durchfluteten Schilfbe-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

stände mehr vorhanden, die ufernahe Vegetation bilden bereits seit Anfang der 1970er Jahre die Schwingrasenbereiche, die ehemals landseitig an das Schilfröhricht anschlossen. Seeseitig sind große Schlammbänke vorgelagert (s. auch Akkermann 1978). Derselbe Autor fand an der Südseite noch vitale, bis über 4 m hohe und gut durchflutete Schilfbestände. Hier grenzen heute ebenfalls Schwingrasen mit *Typha* spp. und *Thelypteris palustris* direkt an das offene Wasser, Schilf folgt zumeist erst landwärts darauf.

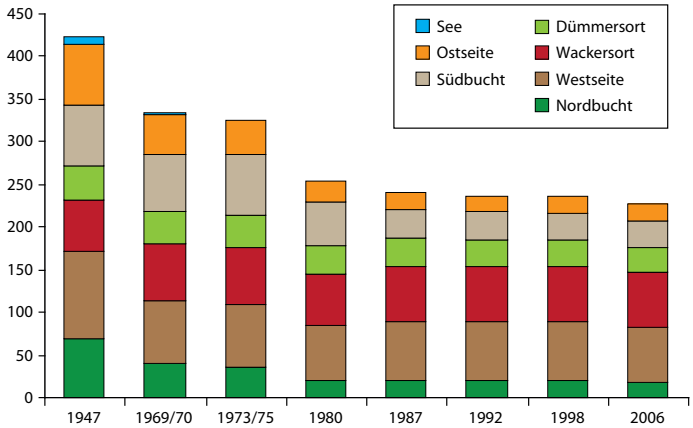


Abb. 2: Flächenausdehnung der Binseninseln, Röhrichte/Riede und Gehölzbestände am Dümmer (ohne Vogelwiese) 1947 bis 2006.

4.2.2 Verschiebungen zwischen den Vegetationstypen

Im Vergleich der räumlich und inhaltlich sehr gut vergleichbaren Kartierungen 1969/70 und 2006 zeigen sich sehr starke Unterschiede in den Anteilen bestimmter Vegetationstypen (Tab. 3): Allein die Röhrichte und Großseggenriede (ohne Teichbinsen-Inseln) gingen von 276,3 ha auf 132,3 ha und damit auf weniger als die Hälfte zurück. Dagegen hat sich die Fläche, die Gehölze einnehmen, mehr als verdoppelt. Hierzu ist anzumerken, dass ohne zum Teil wiederholte und unter dem Einsatz von Spezialmaschinen erfolgte Rücknahme der Gehölze u.a. vor dem Westturm, an der Südbucht, unterhalb der Vogelwiese und in der Hohen Sieben die Ausbreitung von Weidengebüsch zu Lasten der Röhrichte heute sicher noch stärker wäre.

Nicht in dieser Bilanz enthalten sind die von Dahms (1972) erfassten 94 kleinen Tümpel mit zusammen 4,7 ha Flächenausdehnung innerhalb der Röhrichtzone, insbesondere im Schilf der Südseite, vereinzelt auch in der Nordbucht sowie bei Wackersort. 2006 waren nur noch 13 solcher Kleingewässer an der Südseite und ein weiteres bei Wackersort mit einer Gesamtfläche von ca. 0,5 ha vorzufinden.

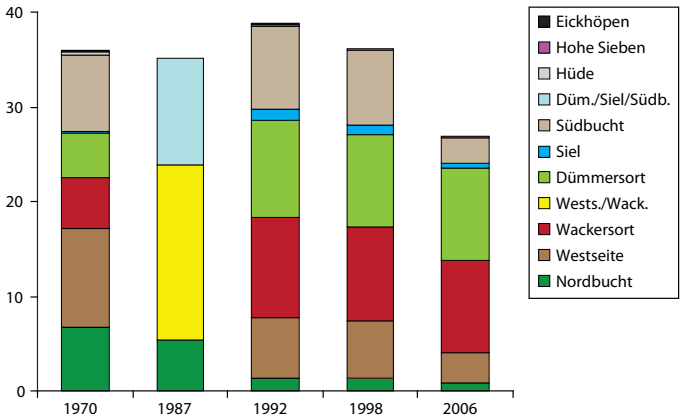


Abb. 3: Flächenausdehnung der Schwimmblattzone (Teich- und Seerosenfelder) 1970-2006.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 3: Flächenausdehnung der Vegetationstypen nach Dahms (1972) und den eigenen Erhebungen im Vergleich; zur Vergleichbarkeit wurden einzelne Typen gegenüber den Originaldaten zusammengefasst. Offene Wasserflächen, Schwimm- und Tauchblattvegetation bleiben an dieser Stelle unberücksichtigt (vgl. Kap. 4.3) , ebenfalls nicht eingeschlossen sind die befestigte Flächen und Grünanlagen.

Vegetationstyp (zusammengefasst)	1969/70 (ha)	2006 (ha)	Veränderung (ha)
Gehölze	38,7	93,8	+ 55,1
Schilfröhricht	124,1	106,2	- 17,9
Rohrglanzgras-Röhricht	0,2	0,3	+0,1
Wasserschwaden-Röhricht	113,4	7,0	- 106,4
Rohrkolben-Röhricht	16,9	12,2	- 4,7
Teichbinsen-Inseln	15,2	0,2	- 15,0
Kalmus- und Igelkolben-Röhrichte	< 0,1	0,6	+ 0,6
Großseggen-/Sumpfreitgrasriede	21,7	5,4	- 16,3
Hochstaudenfluren	< 0,1	0,6	+ 0,6
Summe	**330,2**	**223,8**	**- 116,4**

Innerhalb der Röhrichte ist die Bilanz sehr uneinheitlich: Extrem stark zurückgegangen sind die Wasserschwaden-Röhrichte. Dem gegenüber erlitten die Schilfröhrichte einen deutlich geringeren Flächenverlust von etwa 18 ha oder 15 %: Starken Flächenverlusten der wasserseitigen, durchfluteten Röhrichte (s.o.) durch Abreißen sowie durch Gehölzentwicklung stehen Flächenzuwächse zu Lasten anderer Gesellschaften weiter von der Uferlinie entfernt gegenüber (siehe unten). In ähnlichem Flächenumfang wie die Schilfröhrichte haben die Großseggen- und Sumpfreitgrasriede abgenommen, dies bedeutet bei diesen schon früher vergleichsweise kleinflächig ausgebildeten Vegetationstypen jedoch einen Rückgang um etwa 75 %. Rohrkolben-Röhrichte gingen um 4,7 ha und damit um ca. 28 % zurück.

Röhrichte aus *Phalaris arundinacea* waren schon 1969/70 kaum mehr vorhanden; Dahms (1972) stellt ihr Verschwinden im Bereich der Huntemündung seit der Kartierung durch Graebner & Hueck (1931) heraus. Aktuell spielen sie flächenmäßig ebenfalls keine Rolle (s. Kap. 4.1.1).

4.2.3 Veränderungen in einzelnen Teilbereichen seit 1969/70

Für die einzelnen Uferabschnitte zeigen sich folgende wesentlichen Entwicklungen:

In der Nordbucht verschwanden großflächig Schilf- und Wasserschwaden-Röhrichte. Die bis heute erhaltenen Restflächen verbuschten stark.

An der **Westseite** nördlich der Dobben erstreckte sich 1969/70 am Deichfuß ein 50 - 100 m breites Großseggenried, das bis in die 1960er Jahre noch als Mähwiese genutzt wurde. Seeseits folgten Wasserschwaden-Röhrichte mit eingebetteten Schilfröhrichten. 2006 war diese Zonierung noch teilweise erkennbar, die Seggen- bzw. Sumpfreitgrasriede sind allerdings vielfach verschilft oder verbuscht. Besonders zwischen Olgahafen und Dobben verbuschten große Flächen praktisch vollständig, dort verschwand auch Röhricht, ansonsten hielt sich die Uferlinie mit geringen Veränderungen.

Im Bereich der Dobben dehnten sich die seeseitig dem Erlenbruch vorgelagerten Weidengebüsche deutlich aus, die Zentren vieler der heutigen Gebüsche waren aber bereits

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1969/70 vorhanden. Von der Gehölzentwicklung waren vor allem Wasserschwaden-Röhrichte betroffen. Teilflächen dieser Röhrichte, wie auch Großseggenriede, entwickelten sich aber auch zu Schilfröhrichten. Die Uferlinie veränderte sich nur wenig.

Bei **Wackersort** wurden die deichnahen Großseggenriede von Schilfröhricht überwachsen. Größere 1969/70 als Wasserschwaden-Röhricht kartierte Bereiche stellen sich heute teils als reines Schilfröhricht, überwiegend aber als von *Phragmites australis* überstandene Schwingrasen mit *Thelypteris palustris*-Beständen und starker Beteiligung von *Glyceria maxima* sowie *Typha* spp. dar. Die Verbuschung nahm nur mäßig zu; im Bereich nahe der Huntemündung brach in größerem Umfang Röhricht ab.

An der **Südseite** westlich des Sielgrabens herrschten 1969/70 Wasserschwaden-Röhrichte vor, deichnah und seeseitig waren bereichsweise Schilfröhrichte eingelagert. 2006 war großflächig *Phragmites australis* dominant, seeseitig gelegene Schwingrasen mit Dominanz von *Thelypteris palustris* waren von *Typha* spp. sowie *Phragmites australis*, nicht aber von *Glyceria maxima* überstanden. Seit 1969/70 kam es hier zu einer erheblichen Rückverlagerung der Uferlinie, während sich die Verbuschung vor allem deich- und seenah mäßig ausdehnte.

Östlich des Sielgrabens waren die Flächenverluste am stärksten, dies betrifft vor allem Wasserschwaden- sowie Schilfröhrichte. Die deichnahen Schilfröhrichte blieben dagegen weitgehend erhalten, seewärts anschließende Schwingrasen sind heute überwiegend mit *Typha* spp., nirgends aber mehr mit *Glyceria maxima* überstanden. Hier haben sich einige Weidengebüsche etabliert.

Weiter ostwärts sind durchweg erhebliche Röhrichtabbrüche zu verzeichnen, die großenteils ehemalige Schilfröhrichte betreffen. Die 1969/70 deichnah großflächig vorhandenen Wasserschwaden-Röhrichte haben sich hingegen zu Schilfröhricht und Weidengebüsch entwickelt.

Ähnlich verhält es sich fast am gesamten **Ostufer** einschließlich der Hohen Sieben: Die Uferlinie ist durchweg zurückgewichen, teils ist die Röhrichtzone gänzlich verschwunden. Die 1969/70 streckenweise am Deichfuß gelegenen Wasserschwaden-Röhrichte haben sich auch hier zu Schilfröhrichten oder Weidengebüschen entwickelt.

4.3 Entwicklung der Schwimmblatt- und Unterwasservegetation bis 2005

Die Ausdehnung der Schwimmblattvegetation auf dem Dümmer war seit 1969/70 trotz kleinerer räumlicher Verschiebungen, die vor allem bis 1987 stattfanden, bis 1992 weitgehend konstant (Abb. 3). Seitdem hat sie stark abgenommen, besonders an der Westseite und in der Südbucht. Aussagen über die genaue Artenzusammensetzung früherer Jahre sind dabei nicht möglich, jedoch werden immer sowohl *Nuphar lutea* als auch *Nymphaea alba* als bereichsweise bestandsbildend genannt. Dabei hat der Anteil von *Nymphaea alba* in den 1990er Jahren vermutlich vorübergehend abgenommen; Ende der 1990er

Tab. 4: Vorkommen von Unterwasservegetation (Anzahl Fundpunkte) im See von 2001 bis 2005.

Art	Teilbereich	2001	2002	2003	2004	2005
Potamogeton pectinatus	Westseite	2	2	3	3	3
	Südseite	5	4	4	4	5
Potamogeton perfoliatus	Südbucht	–	1	–	–	–
	Hüde/vor Vogelwiese	–	1	1	1	1

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

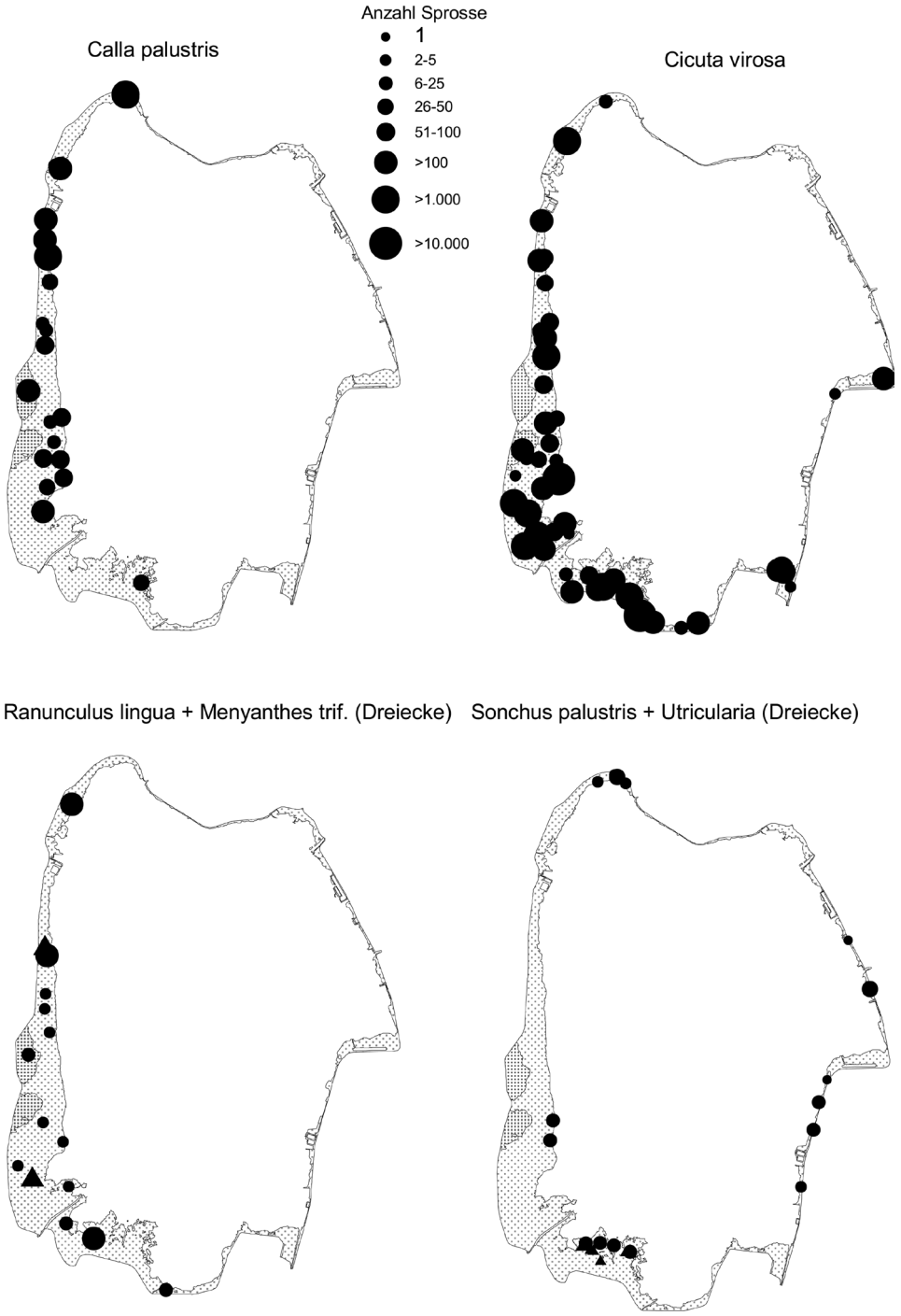
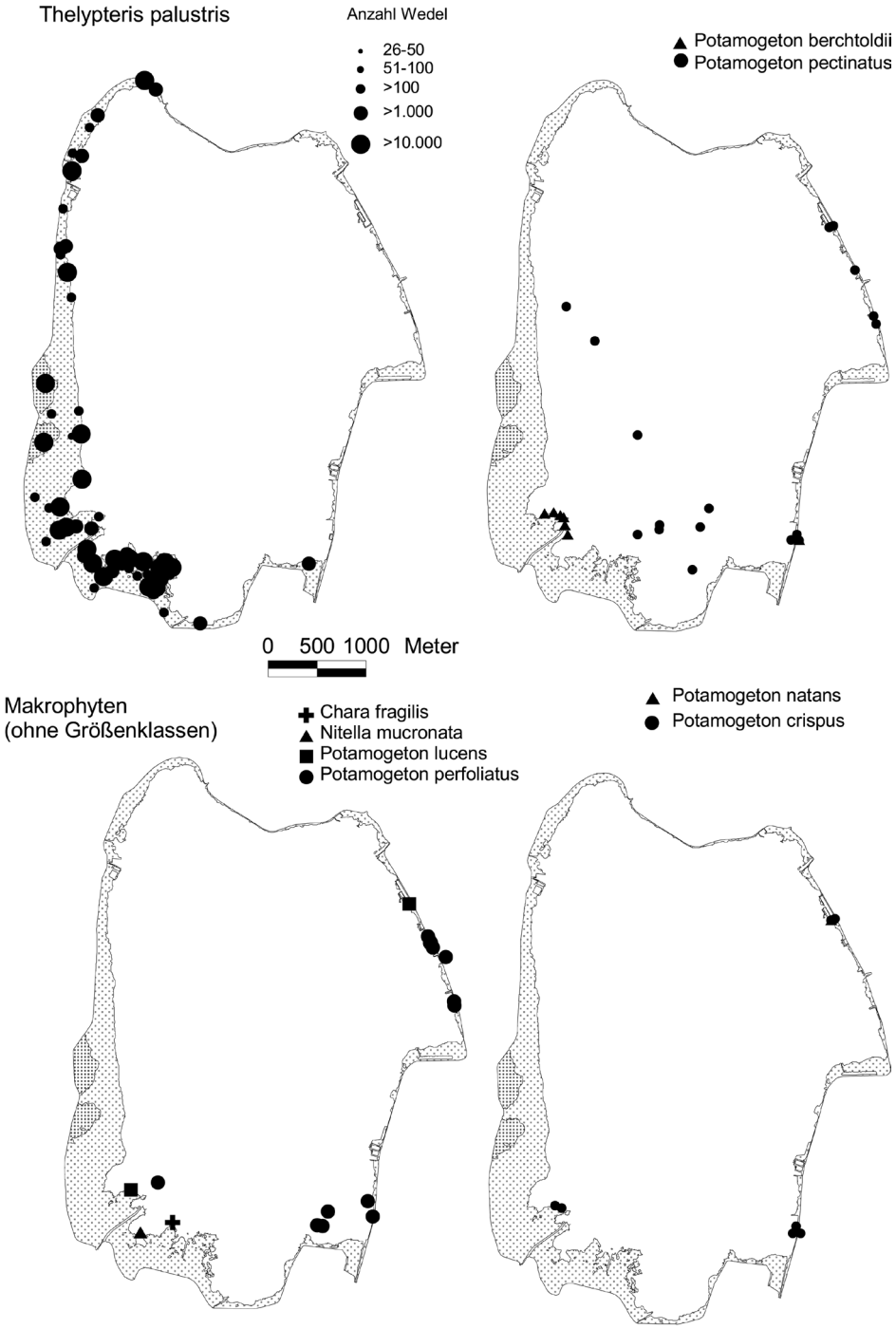


Abb. 4a-h: Verbreitungskarten der gefährdeten Gefäßpflanzen sowie ausgewählter Makropyhten am Dümmer 2006. Ohne Hinterlegung: Wasserfläche einschliesslich Tauch- und →

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.



Schwimmblattzonen. Mittelgrau: Erlen-Bruchwald Dobben. Hellgrau: Röhrichtzone mit Gebüschen und sonstige terrestrische Biotope (vgl. auch Abb. 1).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Jahre war *N. alba* deutlich seltener als heute (Marxmeier 1999, eig. Beob.). Die ehemals großen Vorkommen von *Stratiotes aloides* finden bereits bei Dahms (1972) keine Erwähnung mehr, offenkundig starb diese Art zeitgleich mit der Unterwasservegetation aus (siehe unten).

Die ehemals artenreiche und sehr üppige Unterwasservegetation (Hölscher et al. 1959) des Dümmers verschwand etwa Ende der 1950-er bis Anfang der 1960-er Jahre vollständig. Die Characeen-Bestände hielten sich bis 1957, in Resten eventuell bis Anfang der 1960-er Jahre (Poltz in Remmers 1982). Akkermann (1978) bezeichnet die submersen Makrophyten insgesamt als „heute nur noch spärlich vorhanden oder völlig vernichtet", konkret nachgewiesene Vorkommen benennt er jedoch nur für *Elodea* spec. Nach Remmers (1982) war die submerse Vegetation um 1980 gänzlich verschwunden, was wenige Jahre später Herr & Todeskino (1988) bestätigten.

Der erste Wiederfund gelang im Jahr 1999 mit einem etwa 4 m² großen Bestand von *Potamogeton pectinatus* (Körner & Marxmeier 2000). Im folgenden Jahr, in dem erstmals eine sommerliche Klarwasserphase auftrat, wurden bereits drei Vorkommen der Art festgestellt. Diese Vorkommen wurden in den Folgejahren überwiegend bestätigt und weitere nachgewiesen (Tab. 4). 2002 wurde zudem an zwei Fundpunkten das gefährdete *Potamogeton perfoliatus* wieder nachgewiesen, von dem sich in den Folgejahren aber zunächst nur ein Wuchsort bestätigen ließ (s. Kap. 4.4).

4.4 Vorkommen der RL-Arten Gefäßpflanzen 2006 und von Torfmoosen sowie Vergleich zu früheren Daten

2006 gelangen im UG Funde von 15 Gefäßpflanzenarten, die in der niedersächsischen Roten Liste (Garve 2004) als gefährdet eingestuft sind. Vermutlich bereits vor Beginn des niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes (vgl. Haeupler & Garve 1983) verschwanden zahlreiche bei Reichling (1921), Graebner & Hueck (1931) sowie Alpers (in Herr & Todeskino 1988) aufgeführte Arten, die heute als gefährdet, stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht gelten: *Carex panicea*, *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris*, *Orchis mascula*, *Potamogeton compressus, P. friesii, P. praelongus*, *Stratiotes aloides* und *Valeriana dioica*. Die Verluste zahlreicher Arten im Grünland der Dümmerniederung, wie von Ganzert & Pfadenhauer (1988) im Vergleich zu Krause & Preising (1952) dargestellt, könnten Vorkommen weiterer Arten im Bereich der früher genutzten Seggenriede betreffen, die teilweise seeseits der späteren Deichlinie lagen.

2006 wurden nur noch an zwei Stellen an der Südseite Torfmoose gefunden: In einem ufernahen Schwingrasen wachsen *Sphagnum squarrosum* und *S. fimbriatum* (insgesamt etwa 50 m²), in einem nahe am Süddeich gelegenen Bereich wurde ebenfalls *S. fimbriatum* nachgewiesen, hier auf mehreren 1000 m². Weitere noch 1991 vorhandene Torfmoos-Bestände, unter anderem große Vorkommen an Dümmersort, konnten nicht mehr bestätigt werden.

Calla palustris - Sumpf-Calla – RL 3 – 21 Wuchsorte

Die Sumpf-Calla wächst häufig an der Westseite und der Nordbucht, hinzu kommt ein Wuchsort am Südufer (Abb. 4). Besiedelt werden besonders die seenahen Sumpffarn-Schwingrasen (4 Funde), Wasserschwaden- (5) und Schilfröhrichte (7), außerdem nasse Weidengebüsche (3) sowie je einmal der Erlen-Bruchwald Dobben und ein Großseggenried.

C. palustris war nach Reichling (1921) und Graebner & Hueck (1931) sehr verbreitet, und hat nach 1992 besonders an der Westseite und bei Wackersort deutlich abgenommen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Caltha palustris – Sumpfdotterblume – RL 3 – 6 Wuchsorte
Die Sumpfdotterblume kommt innerhalb des Deiches nur selten vor, wurde aber durch die jahreszeitlich späte Kartierung der Verlandungszone sicher an einigen Stellen übersehen. Im Frühjahr 2007 wurden noch mehrere Vorkommen vom Deich aus aufgenommen, was auf weitere unentdeckte Wuchsorte seewärts hindeutet. Funde gelangen im Erlenbruch Dobben sowie in Weidengebüschen, Schilf- und Wasserschwaden-Röhrichten.

Vor der Eindeichung, als die nahe des heutigen Deiches ausgebildeten Seggenriede noch zur Heuwerbung sowie als Viehweide genutzt wurden, war *C. palustris* deutlich häufiger. Reichling (1921) und Graebner & Hueck (1931) erwähnen zahlreiche Vorkommen.

Carex elata – Steife Segge – RL 3 – 1 Wuchsort
Die Steife Segge wurde nur im Erlenbruch Dobben bestätigt.

Die Art war ehemals in den Großseggenrieden bestandsbildend (Reichling 1921, Graebner & Hueck 1931, Pfaffenberg & Dienemann 1964); laut Akkermann (1978) war sie Anfang der 1970er Jahre noch verbreitet anzutreffen. Auch wenn einzelne Restvorkommen übersehen worden sein könnten, so ist die Art aus den Bereichen ehemaliger Großseggenriede sicher weitestgehend verschwunden.

Carex elongata – Walzen-Segge – RL 3 – 3 Wuchsorte
Die Walzen-Segge kommt nur in den Dobben vor, wo sie in dem hervorragend ausgebildeten Erlenbruchwald mit mehreren tausend Horsten wächst, aber kein großflächig dominantes Element der Krautschicht ist. Diese Vorkommen erstrecken sich sowohl in ein seeseitig vorgelagertes Weidengebüsch als auch über das UG hinaus in einen vom Deich abgetrennten Erlenbruch.

Die Vorkommen sind erst seit den 1990er Jahren beschrieben, vor 1993 galt *C. elongata* allerdings nicht als gefährdet.

Cicuta virosa – Wasserschierling – RL 3 – 48 Wuchsorte
Der Wasserschierling kommt stetig und in großen Populationen in allen ausgedehnteren Röhrichtbereichen vor (Abb. 4), insbesondere in Schilf- (28), Wasserschwaden-, (7) und Rohrkolben-Röhrichten (3) sowie Sumpffarn-Schwingrasen (4).

C. virosa wuchs auch früher massenhaft in der Verlandungszone (zum Beispiel Reichling 1921, Graebner & Hueck 1931).

Dryopteris cristata – Kammfarn– RL 3 – 2 Wuchsorte
Überraschend gelang der Fund von vier Horsten in einem torfmoosreichen Schwingrasen direkt am derzeitigen Südufer, bei fortschreitendem Röhrichtsterben ist mit einem Verschwinden zu rechnen. In einem stark von Torfmoosen durchsetzten Röhrichtbereich nahe des Süddeiches wurden zudem über 100 Horste gefunden.

Bemerkenswert ist, dass der Kammfarn zwar in den Hochmoor-Bereichen der Dümmerniederung (Hüder und Rüschendorfer Moor) um 1950 gefunden wurde (Koch 1958, Weber 1995), in der seeseitigen Verlandungszone aber vermutlich seit Langem übersehen wurde. Feder (2003) nennt nur ein Vorkommen knapp außerhalb der Deichlinie bei Lembruch.

Menyanthes trifoliata – Fieberklee – RL 3 – 2 Wuchsorte
Bestätigt werden konnten nur noch zwei Vorkommen an der Westseite, davon eines mit > 1.000 Expl. in einem Großseggenried und das andere mit > 100 Expl. in einem Schilfröhricht, alle übrigen früheren Vorkommen sind wahrscheinlich erloschen. Insbesondere sind Massenbestände in Schwingrasen bei

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Dümmersort nicht mehr vorhanden (1992: > 1.000 Expl., H. Belting unveröff.).

Nach Pfaffenberg & Dienemann (1964) war *M. trifoliata* vor der Eindeichung nicht nur in den Großseggenrieden, sondern auch in den landseitig an das Schilfröhricht anschließenden, eher eutraphenten Wasserschwaden-Röhrichten häufig. Nach den Angaben von Reichling (1921) und Graebner & Hueck (1931) war *M. trifoliata* ehemals sehr verbreitet.

Potamogeton lucens - Glänzendes Laichkraut – RL 3 – 2 Wuchsorte

Funde gelangen ufernah vor Wackersort (< 1 m²) sowie im Hafen Schlick (1-5 m²; Abb. 4).

P. lucens zählt nach Reichling (1921), Graebner & Hueck (1931) und Alpers (in Herr & Todeskino 1988) zu den ehemals besonders häufigen und charakteristischen Potamogeten des Dümmers.

Potamogeton perfoliatus **-** Durchwachsenes Laichkraut – RL 3 – 14 Wuchsorte

Im südöstlichen Teil des Sees wurden fünf Bestände gefunden, weitere fünf vor dem Badestrand von Lembruch. Zusammen bedecken sie mehr als 100 m². Hinzu kommen zwei Vorkommen in Bootshäfen am Ostufer sowie eines im Grawiede-Ausfluss, die z.T. jeweils über 50 m² umfassen. In der Westhälfte des Sees gelang ein Fund vor Wackersort (Abb. 4).

P. perfoliatus war ehemals im Dümmer häufig, im Gegensatz zur aktuellen Häufigkeitsverteilung aber offenbar früher nicht so stark vertreten wie *P. lucens* (Graebner & Hueck 1931, Alpers in Herr & Todeskino 1988).

Ranunculus lingua - Zungen-Hahnenfuß– RL 3 – 13 Wuchsorte

Der Zungen-Hahnenfuß wächst an einer Stelle in der Nordbucht sowie verbreitet an der West- und der Südseite. Die gesamte Osthälfte des Sees ist unbesiedelt (Abb. 4). Neun Wuchsorte liegen im Schilfröhricht, je einer in einem Wasserschwaden-Röhricht, einem Großseggenried, einem nassen Weidengebüsch sowie im Erlen-Bruchwald Dobben.

R. lingua wird bei Reichling (1921) und Graebner & Hueck (1931) mehrfach erwähnt und war damals vermutlich häufiger.

Salix pentandra - Lorbeer-Weide– RL 3 – 68 Wuchsorte

Mit 68 Wuchsorten ist die Lorbeer-Weide an allen Seiten des Dümmers häufig. Schwerpunkte sind das nördliche Westufer und die Nordbucht. In den verbreiteten nassen Weidengebüschen sowie in der Strauch- und Baumschicht der waldartigen Weidenbestände ist sie vielfach beigemischt, teils sogar bestandsbildend.

S. pentandra wurde in der Vergangenheit sicher unzureichend beachtet, wird sich aber mit der Verbuschung der Röhrichtzone auch erheblich ausgebreitet haben. Graebner & Hueck (1931) erwähnen die Art mehrfach für die Gebüschzone, die damals weiter landeinwärts ausgebildet war, teilweise außerhalb der späteren Deichlinie.

Sonchus palustris - Sumpf-Gänsedistel – RL 3 – 15 Wuchsorte

Die Sumpf-Gänsedistel wurde ausschließlich in unmittelbarer Ufernähe an 15 Stellen gefunden (Abb. 4). Mit jeweils vier bis sechs Wuchsorten sind alle Dümmerseiten in ähnlichem Maße besiedelt. An acht Stellen wachsen jeweils 6-25 Expl., an je einer Stelle in der Nordbucht sowie am Ostufer jeweils über 25 Expl. Der Gesamtbestand betrug 2006 etwa 130-150 Expl.

Die ersten sicheren Nachweise in der Region gelangen Mitte der 1980-er Jahre am Dümmer, ansonsten fehlt die Art im westlichen Niedersachsen weitgehend (Raabe 1987, Garve 1994 & 2007, Weber 1995). Die Verbreitung am Dümmer ist bei Garve (2007) nur unvollständig dargestellt, da die Vorkommen an der Westseite bislang nicht bekannt waren. Feder (2003) gibt für den Dümmer nur 8 Expl. an und vermutet für den

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Landkreis Diepholz keine stärkere Ausbreitung, obwohl ihm weitere Funde bei Lemförde gelangen (Feder 2000). Aktuell wachsen außerdem u.a. mehrere hundert Pflanzen auf einer Kahlschlagsfläche (ehemals feuchter Hybridpappelforst) an der B 51 bei Lemförde (eig. Beob.).

Thalictrum flavum - Gelbe Wiesenraute– RL 3 – 1 Wuchsort
Die Gelbe Wiesenraute wurde nur einmal am seeseitigen Deichfuß (Westseite) gefunden, ansonsten fehlt sie in der Verlandungszone offenbar vollständig. Weitaus häufiger ist sie in eingedeichten Teilen der Dümmerniederung (Blüml & Belting 2003).

Hinweise auf Vorkommen vor 1992 fehlen.

Thelypteris palustris – Sumpffarn – RL 3 – 61 Wuchsorte
Der Sumpffarn ist vor allem in der ufernahen Verlandungszone verbreitet und bildet hier z.T. mehrere Hektar große Dominanzbestände aus, die stark schwingen und landwärts in Schilfröhricht übergehen. Außerdem ist der Sumpffarn in vielen Schilf- und Wasserschwaden-Röhrichten mit hohen Anteilen beigemischt (> 100 bis > 1.000 Wedel). Deutlicher Schwerpunkt ist der Südwesten (Dümmersort, Wackersort). Dazu gibt es einige Vorkommen an nahezu der gesamten Süd- und Westseite und in der Nordbucht. Massenbestände befinden sich auch im Dobben (Abb. 4).

In älteren Arbeiten wird die Art z.T. überhaupt nicht für die Verlandungszone erwähnt. So führen Pfaffenberg & Dienemann (1964) *T. palustris* nur für die Erlen-Bruchwälder der weiteren Dümmerniederung an, in den noch älteren Arbeiten wird die Art überhaupt nicht erwähnt. Dies ist sehr wahrscheinlich vor allem darauf zurückzuführen, dass die schlecht betretbaren Schwingrasen früher nicht näher untersucht wurden und seeseitig hochwüchsige Schilf- und Seebinsenbestände diesen Teil der Verlandungszone weitgehend unentdeckt ließen. 1992 schätzten H. Belting & D. Zacharias (briefl. Mitt.) den Bestand auf 4 Mio. Wedel, größere Bestände waren allerdings seitdem vom Flächenverlust der südlichen Verlandungszone betroffen.

Utricularia australis - Verkannter Wasserschlauch – RL 3 – 6 Wuchsorte
Innerhalb der Deichlinie wächst der Wasserschlauch mehrfach an der Südseite und prägt hier mit dem Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae)* mehrere kleine Wasserflächen innerhalb der seenahen Sumpffarn-Schwingrasen und Schilfröhrichte.

Im Gegensatz zu den Massenbeständen in der landseitigen Hohen Sieben waren diese Wuchsorte vor 2006 nicht bekannt, vermutlich aufgrund der schlechten Betretbarkeit. Graebner & Hueck (1931) fanden die Art in Gräben im landseitig anschließenden Grünland. In den 1990er Jahren wuchs *U. australis* im seeseitigen Sielgraben, nahe der heutigen Fundorte. Dieses Vorkommen ist aktuell aber erloschen.

5 Diskussion

5.1 Entwicklung der Röhrichtzone

Nach der Eindeichung kam es ab den 1950er Jahren zu dramatischen Flächenverlusten der Röhrichtzone, bis sich die Situation in den 1980er Jahren offenbar vorübergehend stabilisierte. Jedoch berichtet Iwanuk (1981) noch von starken Röhrichtabbrüchen am Westufer der Südbucht; dies schlägt sich aber in den Bilanzen der Luftbildauswertungen 1980 und 1987 nicht nieder. Während sich die zwischenzeitlich völlig verschwundene Unterwasservegetation in jüngster Zeit wieder etabliert, kam es nach 1987 zu einem weiteren Röhrichtsterben und in den verbliebenen Flächen zu einer weiteren Ausbreitung der Gehölze. Das seeseitige Schilfsterben erstreckt sich weiterhin auf alle Teile der Verlandungszone und somit sowohl auf die mineralischen wie auch organischen Substrate und läuft offensichtlich auch unabhängig von

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

der Hauptwindrichtung ab. Welche Faktoren hierfür im Einzelnen in welchem Maße verantwortlich sind, konnte bis heute nicht vollständig geklärt werden. Offenkundig sind die u.a. von Leippert (1978), Remmers (1982) und PÖU (1988) benannten Faktorenkomplexe, vor allem Faulschlammbildung, folglich herabgesetzte Vitalität des Schilfes, sowie pflanzliches Getreibsel weiterhin wirksam. Die schädlichen Einflüsse des 1964 eingewanderten und zeitweilig sehr zahlreich auftretenden Bisams (*Ondatra zibethicus*) legt Akkermann (1975, 1978) umfassend dar. Dass die Hypertrophierung des Sees mit damit verbundenen Substratveränderungen nach der Eindeichung einen stark negativen Einfluss auf das Schilfwachstum hatte, muss außer Frage stehen und bestätigt sich auch anderweitig in experimentellen Untersuchungen (zum Beispiel Weisner & Granéli 1989).

Nach Kohl & Kühl (2001) ist eine weitere wesentliche Ursache des Schilfsterbens eine Änderung des Wasserstandes. Schilfbestände sind in der Regel sehr eng an die jeweiligen Standortbedingungen angepasst (geringe genetische Diversität durch bevorzugt klonales Wachstum, daher geringe Anpassungsfähigkeit). Die nach der Eindeichung künstlich hoch gehaltenen Wasserstände dürften daher aktuell das wesentliche Problem darstellen. So können die semiterrestrischen Schilfbestände an der Südseite im Winter und Frühjahr aufschwimmen und bei starkem Wellengang abreißen, zumal heute keine Binseninseln mehr die Schilfkante vor Wellenschlag schützen. Die im Wasser stehenden Schilfbestände waren besonders betroffen. Da Schilf ausschließlich außerhalb des Wassers auf unbewachsenen Böden keimt oder sich dort über stolonares Wachstum ausbreiten kann, kann es sich unter den derzeitigen Wasserstandsverhältnissen nicht neu ansiedeln und könnte daher allenfalls durch Pflanzung gefördert werden (vgl. Kohl & Kühl 2001).

Die für den Dümmer besonders charakteristischen Binseninseln („Der Große Binsensee“: Sanden-Guja 1953) haben sich nach Recherchen durch Akkermann (1978) erst ab Anfang des 20. Jahrhunderts ausgebreitet, als die Sommerwasserstände infolge von Melioriationsmaßnahmen weniger hoch ausfielen. Nach Reichling (1921) waren die Binseninseln zu dieser Zeit schon „bis weit in den See“ hinein verbreitet. Das Absterben dieser Vegetationsbestände begann Akkermann (1978) zufolge erst 1964, noch bis in die 1970er Jahre erfolgte bereichsweise ein Schnitt von Seebinsen. Das Absterben setzt sich bis heute unvermindert fort, der Verlust auch der letzten, kleinflächigen Restbestände ist in den nächsten Jahren zu erwarten. Bemerkenswert ist das extrem sommertrockene Jahr 1959, in dem wohl zum letzten Mal eine Reproduktion der Seebinse im nahezu ausgetrockneten Seebett stattfand (Hölscher et al. 1959). Nach eigenen Beobachtungen 2007 konnten sich auf mit Sand aufgespülten Stellen Teichbinsen und Schilf ansamen; im besonders trocken-heißen Sommer 2003 war stolonares Schilfwachstum in sonst nicht trocken fallenden Uferpartien zu verzeichnen. Die künstlich hoch gehaltenen Sommerwasserstände, verbunden mit der Wassertrübung, dürften daher das wesentliche Hemmnis für die Reproduktion beider Arten sein, hinzu kam zeitweise der Fraß durch Bisams (Dahms 1972, Akkermann 1978, Remmers 1982).

Im Mittelalter war *Phragmites australis* weitestgehend auf Nord- und Ostufer beschränkt. Wie auch die Binseninseln, nahm es erst mit beginnender Eutrophierung im 19. Jhd. deutlich zu (Dahms 1972). Diese Entwicklung war aber offenbar nur von relativ kurzer Dauer, denn eine Ausbreitung eutraphenter Arten innerhalb der Röhrichtzone, insbesondere *Glyceria maxima* und *Typha* spp. zu Lasten von *Phragmites australis*, setzte bereits um die vorletzte Jahrhundertwende ein (Graebner & Hueck 1931). Nach Reichling (1921) war *Typha latifolia* an der Uferlinie seltener als *Scho-*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

enoplectus spp. und *Typha angustifolia*; *Phragmites australis* war demnach die „Leitpflanze" der landseitig anschließenden Schwingrasen und weniger der unmittelbaren Uferbereiche. Die Vegetationsaufnahmen von Graebner & Hueck (1931) belegen andererseits deutlich, dass Teile der Schilfröhrichte damals stark durchflutet gewesen sein müssen: Sie fanden in dieser Vegetationseinheit u.a. *Chara fragilis, Elodea canadensis*, *Hydrocharis morsus-ranae*, Großlaichkräuter (*Potamogeton lucens*, *P. natans*, *P. perfoliatus*) und *Stratiotes aloides*. Von diesen Schwimm- bzw. Tauchblattpflanzen ist heute nur noch *Hydrocharis morsus-ranae* im Röhrichtgürtel anzutreffen. Die Artenliste weist klar auf eine sehr unscharfe, von schwankenden Wasserständen beeinflusste Uferlinie hin.

Dahms (1972) teilte die Röhrichtzone grob in Schilfröhrichte auf mesotrophen Standorten am Ostufer und eutrophe Röhrichtgesellschaften mit starker Beteiligung von *Glyceria maxima* und *Typha* spp. am Westufer einschließlich der Nordbucht ein. An der Südseite fand er die vielgestaltigsten Schilfröhrichte mit zahlreichen kleinen Wasserflächen im Wechsel mit anderen Röhrichten. Diese Zonierung ist heute noch zutreffend. 1969/70 wurde aber offensichtlich bereits der Höhepunkt der Ausbreitung von *Glyceria maxima* zu Lasten von *Phragmites australis* durch Dahms (1972) dokumentiert. Laut Remmers (1982) setzte sich die Umschichtung in der Röhrichtzusammensetzung mit unveränderter Dynamik fort, was von eigenen Beobachtungen der Autorin im Frühjahr 1982 unterstützt wurde. Da flächendeckende Kartierungen aus dieser Zeit fehlen, kann diese Aussage aber schon für die 1970-er Jahre nicht als für das Gesamtgebiet gültig belegt werden. Dennoch wurde diese Darstellung aus Remmers (1982) ohne erneute Verifizierung vielfach unkritisch übernommen (zum Beispiel PÖU 1988, Ludwig et al. 1990) und aus diesen Sekundärquellen bis in jüngste Zeit wiederum vielfach zitiert. Tatsächlich muss sich diese Entwicklung aber großflächig spätestens Anfang der 1980er Jahre, vermutlich bereits in den 1970er Jahren kurz nach der Kartierung durch Dahms (1972) wieder umgekehrt haben: Größere 1969/70 als Wasserschwaden-Röhrichte kartierte Bereiche am Südufer waren Ende der 1980er Jahre definitiv von *Phragmites australis* dominiert; um 1995 fand diese Umschichtung in weiteren Bereichen sehr schnell statt (H. Belting, mdl. Mitt.; eig. Beob.). Dies deckt sich zeitlich mit einer ersten entscheidenden Reduktion des Nährstoff- und Faulschlammeintrages, der zuvor in den 1950-er bis 1960-er Jahren aus einer Geflügelfarm äußerst massiv über den Marler Graben erfolgte (Sanden-Guja 1965, Akkermann 1978).

Das beim Vergleich der Kartierungen von Graebner & Hueck (1931) mit Dahms (1972) großflächig an der Hunteeinmündung festzustellende, weitestgehende Verschwinden von Röhrichten aus *Phalaris arundinacea* dürfte durch die künstlich hochgehaltenen Sommerwasserstände bedingt sein, die zur Ablösung des Wechselfeuchtezeigers *Phalaris arundinacea* (vgl. Ellenberg 1996, 2001) durch *Phragmites australis* führten.

Die deichnahen Seggenriede, die vor der Eindeichung mehr oder weniger extensiv als Grünland genutzt wurden, enthielten nach Dahms (1972) noch unterschiedlich hohe Anteile von Süßgräsern. Sie dürften aus der damals erst seit wenigen Jahren aufgegebenen Nutzung verblieben sein, fallen aber heute aufgrund fortgeschrittener Sukzession weitestgehend aus. Eventuell bezog sich Dahms (1972) aber auch auf *Calamagrostis canescens*, dass 1969/70 im Gegensatz zu 2006 nicht als Sumpfreitgrasried auskartiert wurde. Auf Veränderungen in der Artenzusammensetzung weg von ehemaligen Grünlandgesellschaften deutet aber auch der starke Flächenverlust von Großseggenrieden zugunsten von Schilfröhrichten und Weidengebüschen. Diese Entwicklung dürfte durch die hohen Sommerwasserstände entschei-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

dend begünstigt worden sein (vgl. PÖU 1988), so dass das Schilf in neuerer Zeit landseitig an Fläche gewonnen hat. Außerhalb des Erlen-Bruchwalds Dobben ist dabei auch die gefährdete *Carex elata* wohl gänzlich verschwunden, die zuletzt von Akkermann (1978) erwähnt wurde und damals offensichtlich noch weit verbreitet war. Weiterhin dürfte das Schilf durch die Nutzungsaufgabe nach der Eindeichung deutlich begünstigt worden sein. Zuvor wurden die Seggenriede noch landwirtschaftlich genutzt, Weidewirtschaft und Torfstecherei hatten die Vegetation bis in „nächste Nachbarschaft des Ufers" verändert (Graebner & Hueck 1931).

5.2 Entwicklung der Schwimmblatt- und Unterwasservegetation

Die Wasserrosenfelder haben sich eventuell erst nach der Eindeichung verstärkt ausgebreitet. Zeitweise wurde ihre Flächenzunahme sogar als problematisch angesehen, da Teile der offenen Wasserfläche abgedunkelt wurden (Akkermann 1978, Remmers 1982). Hingegen sprechen Hölscher et al. (1959) sowie Pfaffenberg & Dienemann (1964) von einem Rückgang kurz nach der Eindeichung an vielen Stellen; belegt ist diese Aussage jedoch nicht. Die nur marginalen und großenteils im Bereich methodischer Fehler liegenden Flächenveränderungen 1970 bis 1992 zeigen, dass sich diese Vegetationsbestände in der Phase hypertropher Verhältnisse im Gegensatz zu Schilfröhricht und Teichbinseninseln weitestgehend konstant halten konnten. Erst in den letzten 15 Jahren gingen die Wasserrosenfelder deutlich zurück, während sich submerse Vegetationsbestände wieder etablierten. Möglicherweise überaltern derzeit Altbestände von *Nuphar lutea*; erst in jüngster Zeit wurden wieder vermehrt Keimlinge dieser Art beobachtet, die in den nächsten Jahren zu einem erneuten Anwachsen der Schwimmblattzone führen könnten. Auch ein Einfluss der hohen Sommerwasserstände ist unter den Rückgangsursachen zu vermuten.

Hinsichtlich der Unterwasservegetation findet seit 1999 eine langsame, aber kontinuierliche Zunahme sowohl der Vorkommen als auch der Artenzahl statt. Methodisch ist dabei zu berücksichtigen, dass die gründliche Erfassung 2006 sicher auch in den Vorjahren übersehene Bestände erstmals abdeckte. Die deutlich positive Entwicklung wird damit im Vergleich zu den Vorjahren sicher etwas überbewertet, ist grundsätzlich aber unstrittig.

Der größte Teil der 2006 gefundenen Arten wurde auch von Alpers für das Jahr 1946 für den Dümmer beschrieben. Neu sind dem gegenüber *Callitriche platycarpa*, *Elodea nutallii, Nitella mucronata* und *Persicaria amphibia*. Von diesen Arten ist die verschmutzungstolerante *Elodea nutallii* als Neophyt erst seit den 1970er Jahren in der Region nachgewiesen; auch *Callitriche platycarpa* gilt als verschmutzungstolerant (Weber 1995). Das Einwandern dieser Arten verwundert also wenig. Melzer & Hünerfeld (1990) entwickelten für bayerische Seen einen Makrophytenindex, den Trapp (1995) für das Bremer Gebiet modifizierte. Makrophyten werden dabei entsprechend ihrer Zeigerfunktion Werte von 1 (sehr geringe Nährstoffbelastung anzeigend) bis 5 (sehr hohe Belastungen anzeigend) zugeordnet. Soweit die am Dümmer aktuell nachgewiesenen Arten dort berücksichtigt wurden, erhielten sie Werte von 3 (zum Beispiel *Ceratophyllum demersum*, *Chara fragilis*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*) bis 4,5 (zum Beispiel *Elodea nutallii*, *Potamogeton crispus*). Demnach kommen im Dümmer neben Arten, die auch in polytrophierten Gewässern existieren können, aktuell auch wieder eine Reihe von Arten vor, die nur mäßig hohe Nährstoffbelastungen anzeigen. Besonders bemerkenswert ist in dieser Hinsicht die Wiederbesiedlung des Seegrundes durch Armleuchteral-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

gen. *Chara fragilis* ist die regional häufigste Art und toleriert eine „gewisse Eutrophierung" (Wagner 1995). *Nitella mucronata* wird erst seit den 1960er Jahren in Niedersachsen nachgewiesen und galt als landesweit sehr selten (Vahle 1990, Wagner 1995). Inzwischen sind der Fachbehörde für Naturschutz im NLWKN aber zwölf weitere Vorkommen im Rahmen des niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms gemeldet worden (A. Schacherer, briefl. Mitt.). Die Art tritt immer wieder in ausgesprochen eu- bis polytrophen Gewässern auf (zum Beispiel Wagner 1995), was den überraschenden Neufund im Dümmer gut erklärt.

Wichtigste Ursache für die neuerliche Entwicklung der Unterwasservegetation dürfte die zumindest phasenweise deutlich erhöhte Sichttiefe des Dümmers sein, die seit dem Jahr 2000 alljährlich zu verzeichnen ist (eig. Beob.). Dieses Phänomen lässt sich vermutlich in erster Linie auf einen starken Rückgang des Fischbestandes im Dümmer zurückführen (Poltz et al. 2003, Kämmereit 2005), wodurch sich das Zooplankton, insbesondere die Wasserflöhe (*Daphnia* spec.), stark vermehren konnten. Der erhöhte Fraßdruck durch das Zooplankton führte dann vermutlich zu einem Zusammenbruch der Grünalgenblüten (vgl. Scheffer 1998). Zusätzlich dürfte die wieder entwickelte Benthosfauna einschließlich der Großmuschelbestände (Bäthe 2001) für verbesserte Sichttiefen sorgen. Der deutlich geringere Fischbestand ist möglicherweise auf mittlerweile stabile, aber deutlich höhere Rastbestände des Kormorans (*Phaloacocorax carbo*) als in den 1990er Jahren zurückführen (Körner & Marxmeier 2000, Richter et al. 2002, Richter 2005; vgl. auch Kämmereit 2005). Hinweise auf wesentlich geänderte Nährstoffverhältnisse im See oder dem Zufluss Hunte liegen nicht vor (Poltz et al. 2003), so dass das Auftreten der Klarwasserphasen in den geschilderten Veränderungen in der Nahrungskette zu suchen sein dürfte (vgl. Ludwig 1990, Scheffer 1998, Knief 2002).

Der Eintrag von Samen, Sprossteilen und anderen Vermehrungseinheiten über die Hunte dürfte die wichtigste Quelle der Unterwasservegetation im Dümmer sein. IBL (1990) beschreibt die Vegetation der Hunte oberhalb des Dümmers als dominiert von großlaichkrautreichen Schwimmblattpflanzenbeständen. Ein Großteil der im Dümmer gefundenen Arten kommt dort vor. Ein Eintrag von Vermehrungseinheiten durch Wasservögel und durch Boote ist ebenfalls möglich.

Für die aktuelle Verteilung der Unterwasservegetation im Dümmer dürften verschiedene Faktoren eine Rolle spielen. Allgemein gelten Wasser- und Sichttiefe, Beschaffenheit und Stabilität des Sediments, Wellenschlag sowie Fraß durch Vögel und Fische als bestimmende Faktoren für die Verteilung von Unterwasservegetation in Flachseen (Scheffer 1998). Für die Hafenbecken im Dümmer dürften reduzierter Wellenschlag und geringerer Fraßdruck durch Wasservögel als Ursache für das vermehrte Auftreten von Unterwasservegetation angesehen werden. In den Buchten Dümmersort und Wackersort sind ebenfalls reduzierter Wellenschlag sowie erhöhte Sichttiefe in den Randbereichen der Schwimmblatt-Teppiche als Ursachen anzunehmen. Die Verteilung der Laichkrautbestände auf der freien Wasserfläche ist möglicherweise auch von der Substratbeschaffenheit abhängig und ein Stück weit zufallsbedingt. Laut Graebner & Hueck (1931) kamen Großlaichkräuter damals nur in ruhigen Buchten vor, wofür die Autoren ansonsten zu starke Wasserbewegungen bei Stürmen verantwortlich machen.

Die Rückentwicklung einer artenreichen Unterwasservegetation kann als ein Sanierungsziel für den Dümmer angesehen werden. Sie würde wesentlich zur Stabilisierung eines artenreichen Zustands mit klarem Wasser beitragen (Scheffer 1998). Warum es am

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Dümmer bisher nicht zu einer großflächigen Ausbreitung von Unterwasservegetation gekommen ist, wie am Steinhuder Meer (Brandt 2004) oder an anderen Flachseen nach Erhöhung der Sichttiefen (Scheffer 1998), ist derzeit nicht abschließend zu klären. Möglicherweise sind die Klarwasserphasen am Dümmer bislang noch zu kurz und zu unregelmäßig aufgetreten. Alle oben genannten Faktoren sind auch hier in Betracht zu ziehen. Für die Bestimmung der wesentlichen Faktoren stehen verschiedene experimentelle Ansätze zur Verfügung (Scheffer 1998, Dokulil et al. 2001). Die künstlich hoch gehaltenen Sommerwasserstände, die sich offenkundig auf das Schilfröhricht, die Restvorkommen von Seebinsen und möglicherweise auch auf die Wasserrosenfelder sehr negativ auswirken (s.o.), wurden bereits von Klee (1972) als „verheerend" in ihrer Wirkung auf die Unterwasserflora bezeichnet. Dies bestätigt sich aktuell allerdings nicht, könnte aber das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung einschränken. Hinzu kommt die fortgesetzte Nährstoffzufuhr über die Hunte; durch die in Kürze erfolgende Bornbach-Umleitung ist hier eine erhebliche Reduzierung zu erwarten. Damit dürften sich die Bedingungen für eine weitere Wiederausbreitung der Unterwasservegetation deutlich verbessern. Die spontane Wiederbesiedlung des Sees durch typische Makrophyten zeigt, dass im Gegensatz zum Schilf (s.o.) eine aktive Einbringung von Diasporen oder Pflanzen, wie allgemein zum Beispiel bei Hilt et al. (2006) empfohlen, für den Dümmer nicht sinnvoll und notwendig ist.

5.3 Gefäßpflanzenarten der Roten Liste

Die Zahl der gefährdeten Gefäßpflanzenarten ist schon durch die relativ einheitlichen Standortbedingungen und die Beschränkung des UG auf die nicht abgedeichten Bereiche beschränkt. Zahlreiche im Feuchtgrünland des Dümmers verbreitete Arten, wie auch eine Reihe von Wasserpflanzenarten in den hinter dem Deich befindlichen Gräben, bleiben daher unberücksichtigt (vgl. Blüml & Belting 2003, Hoppe 1996). Die starken floristischen Verluste seit der Eindeichung sind für jene Teile der Dümmerniederung bei Ganzert & Pfadenhauer (1988) gut dokumentiert. Für die Verlandungszone ist von weiteren floristischen Verlusten auszugehen, da aufgrund eingeschränkter Begehbarkeit die früheren Arbeiten sicher das floristische Inventar nur unvollständig beschreiben; zudem lässt sich die Abgrenzung des heutigen UG an der Deichlinie auf die alten Quellen nur eingeschränkt anwenden. Neben heute gefährdeten Arten konnten 2006 zudem Arten der Nieder- und Übergangsmoore wie zum Beispiel *Eriophorum angustifolium* nicht mehr bestätigt werden.

Trotz der aktuell noch sehr großen Bestände einiger gefährdeter Arten sind nicht nur einige Arten ganz verschwunden, sondern von einer Reihe weiterer Arten nur noch vergleichsweise kleine Restbestände vorhanden. Dies betrifft in der Verlandungszone besonders *Menyanthes trifoliata*; über früher sehr wahrscheinlich zahlreichere Vorkommen von *Dryopteris cristata* und *Utricularia australis* liegen hingegen keine Informationen vor. Insgesamt sind die Vorkommen dieser Arten besonders schutzwürdig und -bedürftig. Wie auch *Sphagnum* spp. müssen die Vorkommen in der seeseitigen Verlandungszone weiterhin als lokal vom Erlöschen bedroht gewertet werden.

Ebenso schutzwürdig und -bedürftig sind die aktuell noch immer sehr großen Restbestände gefährdeter Arten mesotropher Niedermoore und Verlandungsbereiche, die im Bereich der Schwingrasen die lange Phase der Hypertrophierung des Dümmers mit Röhrichtsterben wenigstens auf Teilfächen in großen Populationen überstanden haben, besonders *Calla palustris*, *Ranunculus lingua* und *Thelypteris palustris*, wobei die Nichtbe-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

rücksichtigung letztgenannter Art in allen älteren Arbeiten auf die unvollständige Bearbeitung dieser schwer zugänglichen Bereiche hindeutet. Daher dürften sich weitere floristische Verluste unbemerkt vollzogen haben.

Die gefährdeten Großlaichkräuter *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* sind vor dem völligen Absterben der Unterwasservegetation viel häufiger gewesen und waren Teil einer artenreichen Unterwasserflora mit einer Reihe heute regional verschwundener Arten, die sich somit auch nicht mehr aus der zufließenden Hunte ausbreiten können. Bemerkenswert ist aber die aktuelle und sicher noch nicht abgeschlossene Rekolonisation des Dümmers durch die gefährdeten Makrophyten.

Dank. Die Untersuchung 2006 wurde im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Geschäftsbereich Naturschutz, im Rahmen der Basiserfassung in niedersächsischen FFH-Gebieten durchgeführt.

Für die gute Zusammenarbeit und die Erlaubnis zur Veröffentlichung der Daten danken wir Herrn Dipl.-Ing. Jens Fahning und Frau Dipl.-Ing. Sabine Miers (NLWKN, Hannover). Für Informationen, Anregungen, die Überlassung unveröffentlichter Quellen und die Durchsicht des Manuskriptes möchten wir Herrn Dipl.-Biol. Heinrich Belting, Herrn Dipl.-Ing. Jürgen Göttke-Krogmann (beide NLWKN, Naturschutzstation Dümmer), Frau Dr. Annemarie Schacherer (NLWKN, Hannover) und Herrn Prof. Dr. Dietmar Zacharias (Hochschule Bremen) besonders danken. Herr Dipl.-Biol. Uwe de Bruyn (Oldenburg) führte die Artbestimmung der Torfmoosproben durch.

Die Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise Diepholz, Vechta und Osnabrück erteilten die Ausnahmegenehmigungen zum Betreten der Naturschutzgebiete.

Literatur

Akkermann, R. (1975): Bisamforschung am Dümmer. - Dümmer-Jb. 1: 75-84,

Akkermann, R. (1978): Vorschläge zur Sanierung des Dümmers aus ökologischer Sicht. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 121: 51-141.

Bäthe, J. (2001): Die Wirbellosenfauna des Dümmers. Situation im November 2001. Unveröff. - Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Uslar (unveröff.).

Blüml, V. & Belting, H. (2003): Einflüsse von Nutzungsextensivierung und Wiedervenässung auf Flora und Vegetation des Grünlands im Naturschutzgebiet„Ochsenmoor“ (Niedersachsen). - Natur und Landschaft 78: 256-563.

Blüml, V. & Zacharias, D. (2004): Kartierung gefährdeter Gefäßpflanzen in Verbindung mit dem Monitoring von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen - dargestellt am Beispiel des FFH-Gebietes„Bäche im Artland“ (Niedersachsen). - Naturschutz und Landschaftsplanung 36: 50-57.

BMS-Umweltplanung (Bearb. Blüml, V., Schönheim, A., Walkowski, U. & Naturschutzring Dümmer e.V., 2007): Biotop- und FFH-Lebensraumtypenkartierung sowie floristische Erfassung im FFH-Gebiet 065 „Dümmer“ (ohne Ochsenmoor und Huntebruch). - Gutachten im Auftrag des NLWKN, Osnabrück (unveröff.).

Brandt, T. (2004): Im Spiegel ökologischer Veränderungen: Spontanes Brüten des Schwarzhalstauchers (*Podiceps n. nigricollis*) am Steinhuder Meer. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 36: 93-100.

Casper, S.J. & Krausch, H.-D. (1980): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil: Lycopodiaceae bis Orchidaceae. 403 S.- VEB Gustav Fischer: Jena.

Casper, S.J. & Krausch, H.-D. (1981): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Pteridophyta und Anthophyta, 2. Teil: Saururaceae bis Asteraceae. 539 S.- VEB Gustav Fischer: Jena.

Dahms, E. (1972): Limnogeoloische Untersuchungen im Dümmerbecken im Hinblick auf seine Bedeutung als Natur- und Landschaftsschutzgebiet. - Dissertation, Freie Universität Berlin (unveröff.).

Dahms, E. (1974): Geologische und limnologische Untersuchungen zur Entstehungs- und Entwicklungsgeschichte des Dümmer. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 118: 7-67.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Döpker, M. (1990): Die Erfaßbarkeit von Veränderungen der Realnutzung und Vegetation im Ufersaum des Dümmer Sees durch multitemporale Luftbildauswertung. - Freie wissenschaftliche Arbeit zur Erlangung des Grades eines Diplom-Geographen der Fakultät für Geowissenschaften der Ruhr-Universität Bochum (unveröff.).

Dokulil, M., Hamm, A. & Kohl, J.-G. (2001): Ökologie und Schutz von Seen. 499 S. - Facultas: Wien.

Drachenfels von, O. (Bearb., 2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie. Stand März 2004. 240 S. – Naturschutz Landschaftspl. Niedersachs., Heft A/4, Hildesheim.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 1095 S. – 5. Aufl., Ulmer: Stuttgart.

Ellenberg, H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18.

Feder, J. (2000): Bemerkenswerte neuere Pflanzenfunde in Südwest-Niedersachsen. - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 26: 53-68.

Feder, J. (2003): Die wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Grafschaft Diepholz. – Abh. Naturwiss. Verein Bremen 45/2: 371-413.

Ganzert, C. & Pfadenhauer, J. (1988): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, H. 16. Hannover.

Garve, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1.1.1993. – Informationsd. Naturschutz Niedersachsen 13: 1-37.

Garve, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982 – 1992. – Naturschutz u. Landschaftspflege Niedersachsen 30/1-2.

Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung, Stand 1.3.2004. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24: 1-76.

Garve, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz u. Landschaftspflege Niedersachsen 43.

Gesetzliche Unfallversicherung (Hrsg., 2007): GUV-R 178 (bisher GUV 11.6): Regeln für Sicherheit und Gesundheitsschutz, GUV-Regel Vermessungsarbeiten. Ausgabe Januar 1994. Aktualisierte Fassung Januar 2007. - Selbstverlag: München.

Graebner, P. & Hueck, K. (1931): Die Vegetationsverhältnisse des Dümmergebietes. - Abhandl. Westfäl. Provinzial-Museum für Naturkunde 2: 59-83.

Haeupler, H., Montag, A., Wöldecke, K.. & Garve, E. (1983): Rote Liste Gefäßpflanzen Niedersachsen und Bremen. 3. Fassung vom 1.10.1983. - Nds. Landesverwaltungsamt, Merkblatt 18. Hannover.

Haeupler, G. & Garve, E. (1983): Programm zu Erfassung von Pflanzenarten in Niedersachsen – Aufruf zu einer weiterführenden Erhebung artenbezogener Daten für den Naturschutz. - Göttinger Floristische Rundbriefe 17: 63-99.

Haeupler, H. & Muer, T. (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 759 S. – Ulmer: Stuttgart.

Herr, W. & Todeskino, D. (Bearb., 1988): Dynamik und Konstanz von Flora und Vegetation ausgewählter Stillgewässer Niedersachsens 1946 bis 1987. - Gutachten von IBL im Auftrag des NLVA, Fachbehörde f. Naturschutz. Wardenburg (unveröff.).

Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S. & van de Weyer, K. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. Limnologica 36: 155–171.

Hölscher, R., Müller, G.B.K. & Petersen, B. (1959): Die Vogelwelt des Dümmer-Gebietes. - Biologische Abhandlungen H. 18-21

Hoppe, A. (1996): Die Vegetation des Dümmer – Qualmwassergrabensystems sowie der Gräben der westlichen Dümmerniederung (Landkreise Diepholz, Vechta und Osnabrück, Niedersachsen). – Diplomarbeit, FB Biologie / Chemie der Universität Osnabrück. (unveröff.).

IBL (1990): Landschaftspflegerische Bestandsaufnahme an Gewässern der Bornbachumleitung. - Gutachten im Auftrag der Bez.-Reg. Weser-Ems, Oldenburg.

Iwanuk, G. (1981): Die Fauna des Schilfrohrs (*Phragmites australis*) mit besonderer Berücksichtigung der Schilfrohr-Avifauna am Dümmer und landespflegerischen Schlußfolgerungen zur Erhaltung, Pflege und Neubegrün-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

dung von Schilfbeständen. - Diplomarbeit am Institut f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Universität Hannover (unveröff.)..

Kämmereit, M. (2005): Zur Entwicklung der Fischbestände im Dümmer. - Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V., H. 82: 7-39.

Knief, W. (2002): Zur Situation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Deutschland – Bestandsentwicklung, Verbreitung, Nahrungsökologie,„Managementmaßnahmen. In: Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt (Hrsg.): Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Teichbewirtschaftung. - Selbstverlag: Dresden, S. 14-27.

Koch, K. (1958): Flora des Regierungsbezirks Osnabrück und der benachbarten Gebiete. 543 S. – Rackshorstsche Buchhandlung: Osnabrück.

Kohl, J.-G. & Kühl, H. (2001): Schilf und Schilfsterben. In: Dokulil, M., A. Hamm & J.-G. Kohl (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Seen. –Facultas: Wien: 304-340.

Körner, F. & Marxmeier, U. (2000): Zum Brutvorkommen des Schwarzhalstauchers (*Podiceps n. nigricollis*) am Dümmer. - Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 32 (1/2): 43-46.

Krause, W. (1948): Die Röhrichtbestände des Dümmers im Oktober 1947 (mit einer Karte 1:10 000). - Zentralstelle für Vegetationskartierung des Reiches, Stolzenau (unveröff.).

Krause, W. & Preising, E. (1952): Die Grünlandgesellschaften der Dümmer-Hunte-Niederung. - Mskr. Gutachten der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz u. Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.

Leippert, H. (1978): Untersuchungen über die Ursachen des Schilfrückganges in der spezifischen Situation des Dümmer. - Institut für Vegetationskunde der Technischen Universität Hannover (Hekt. Manuskript).

Ludwig, J. (1990): Zur Ökologie der Fischfauna des Dümmers. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin (unveröff.).

Marxmeier, U. (1999): Untersuchungen zum Bestandsrückgang des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) am Dümmer. - Diplomarbeit am Institut f. Naturschutz u. Umweltbildung der HS Vechta (unveröff.).

Marxmeier, U. & Düttmann, H. (2002): Röhrichtsterben beeinflusst Brutverhalten des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) am Dümmer (Niedersachsen, Deutschland). - J. Orn. 143: 15-32.

Melzer, A. & Hünerfeld, G. (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. - Informationsber. Bay. Landesamt f. Wasserwirstschaft 2/90.

Niedersächsische Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Nds. MELF, 1987): Konzept zur langfristigen Sanierung des Dümmerraums. – Hekt. Manuskript, Hannover.

Niedersächsisches Umweltministerium (Nds. MU, 1999): Gebietsvorschläge zur abschließenden Umsetzung der FFH-Richtlinie der EU (92/43/EWG) in Niedersachsen, Vorschlag 65 Dümmer. – Hekt. Manuskript, Hannover.

Pfaffenberg, K. & Dienemann, W. (1964): Das Dümmerbecken: Beiträge zur Geologie und Botanik. - Veröff. Nds. Inst. f. Landeskde. u. Landesentw. a. d. Universität Göttingen, Reihe A I, Bd. 78: 121 S.

Planungsgruppe Ökologie + Umwelt (PÖU, 1988): Vorstudie für ein Pflege- und Entwicklungskonzept im Dümmerraum. – Gutachten im Auftrag des NLVA, Fachbehörde für Naturschutz. Hannover (unveröff.).

Poltz, J., Neumann, P. & Dangers, U. (2003): Die Gewässerökologie . In: Huntewasserverband (Hrsg.): 50 Jahre Dümmerdeich – Chronik und Ausblick, Selbstverlag, Diepholz, S. 30-35.

Raabe, U. (1987): Die Sumpf-Gänsedistel, *Sonchus palustris* L., bei Lemförde, Kreis Diepholz. – Flor. Rundbr. 21: 48.

Reichling, H. (1921): Der Dümmer. Skizze der Flora und Fauna und Vorschläge zum Schutze dieses Gebietes. - Jber. Zoolog. Sekt. Westfäl. Prov.-Ver. Wissensch. u. Kunst 22/23: 138-148.

Remmers, I. (1982): Landespflegerisches Gutachten zum Dümmerbewirtschaftungsplan. - Gutachten im Auftrag des NLVA, Hannover (unveröff.).

Richter, M., Marxmeier, U. & Körner, F. (2002): Optimismus im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer: Statt Schlamm wieder klares Wasser? - Falke 49 (7): 202-208.

Richter, M. (2005): Erfolgreiche Naturschutzarbeit am Dümmer. - Oldenburger Jahrbuch 105: 271-280.

Rothmaler, W. (Hrsg. R. Schubert & W. Vent, 1994): Exkursionsflora von Deutschland, Band 2: Atlas der Gefäßpflanzen. 752 S. - Fischer: Jena, Stuttgart.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Sanden-Guja von, W. (1953): Der grosse Binsensee: Ein Jahreslauf. 149 S. - Franksche Verlagshandlung: Stuttgart.

Sanden-Guja von, W. (1965): Die verzweifelte Lage des Dümmers. Niedersachsen. - Zeitschr. f. Heimat u. Kultur 65: 337-347.

Schacherer, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 21, 5 – Suppl. Pflanzen: 1-20.

Scheffer, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. 394 S.- Kluwer Academic Publishers: Dordrecht.

Trapp, S. (1995): Wasserpflanzen Bremer Seen und ihr Verhältnis zur Gewässergüte. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen 43: 165-177.

Vahle, H.-C. (1990): Armleuchteralgen (Characeae) in Niedersachsen und Bremen: Verbreitung, Gefährdung und Schutz. - Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 10: 85-130.

Wagner, H.-G. (1995): Erste Übersicht über die Armleuchteralgen (Characeae) des Raumes Osnabrück. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 20/21: 101-140.

Weber, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. 770 S. - Wenner: Osnabrück.

Weisner, S.E..B. & Granéli, W. (1989): Influence of substrate conditions on the growth of Phragmites australis after a reduction in oxygen transport to below-ground parts. - Aquatic Botany 35: 71-80.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: 33-34

Autor(en)/Author(s): Blüml Volker, Körner Frank, Marxmeier Ulrike, Richter Markus, Schönheim Arnold

Artikel/Article: Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmers (Niedersachsen) 19-46