
Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz

Maßnahmenplanung für Röhrichschutz und -entwicklung am
Großen Plöner See und am Großen Eutiner See

Ergebnisse des mehrheitlich von der DBU und LEADER+ geförderten
mehrjährigen Projektes

Endbericht, 30.11.2008

Auftraggeber

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Abteilung 4: Gewässer

Auftragnehmer

AG Angewandte Pflanzenökologie, Biozentrum Klein Flottbek, Universität Hamburg

Bearbeitung

Wiebke Schoenberg, Bettina Holsten & Kai Jensen

Inhalt

1	Anlass und Zielsetzung der Maßnahmenplanung.....	3
2	Die Holsteinische Schweiz: Naturräumliche Gegebenheiten und anthropogene Einflüsse im Untersuchungsgebiet	4
2.1	Abgrenzung und Charakteristika des Untersuchungsgebietes	4
2.1.1	Das Untersuchungsgebiet	4
2.1.2	Charakteristika der Untersuchungsgewässer	5
2.2	Die Entwicklung während der Weichselvereisung	6
2.3	Anthropogene Einflüsse der Neuzeit.....	7
3	Potenzielle Rückgangsfaktoren.....	9
3.1	Wasserstandsführung	9
3.2	Eutrophierung	12
3.3	Herbivorie.....	13
3.4	Mechanische Belastung.....	13
3.5	Lichtverfügbarkeit	14
4	Raumzeitliche Veränderungen der Schilfröhrichte	15
4.1	Erfassung raum-zeitlicher Veränderungen.....	15
4.2	Raum-zeitliche Veränderungen der Röhrichtbestände.....	19
4.2.1	Großer Plöner See.....	19
4.2.2	Großer Eutiner See	21
5	Vorarbeiten für die Maßnahmenplanung.....	23
5.1	Historische Analyse: Methodik der GIS-basierten Ursachenanalyse	23
5.2	Potenziell geeignete Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen: Ein Überblick	24
5.3	Analyse aktuell begrenzend wirkender Faktoren und Renaturierungsexperimente. 26	
5.3.1	Untersuchungen zu den Effekten der Herbivorie durch Graugänse	26
5.3.2	Renaturierungsexperimente	27
6	Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz- und Entwicklung	28
	am Großen Plöner See und am Großen Eutiner See	28
6.1	Beurteilung spezifischer Einflussfaktoren an den Untersuchungsgewässern	28
6.1.1	Muster im raum-zeitlichen Verlauf des Röhrichtrückgangs.....	28
6.1.2	Aktuell begrenzend wirkende Faktoren.....	44
6.2	Managementoptionen	50
6.3	Maßnahmenplanung	51
6.3.1	Bereits umgesetzte Maßnahmen	51
6.3.2	Gewässerspezifische, uferabschnittsbezogene Vorschläge	
	für künftige Maßnahmen	54
7	Zusammenfassung und Ausblick	65
8	Literatur	68

Anhang

1 Anlass und Zielsetzung der Maßnahmenplanung

Seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts wurde an ca. 50 Gewässern im mitteleuropäischen Raum, zu denen auch der Große Plöner See zählt, ein deutlicher Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte festgestellt (Ostendorp 1989, Buske 1991, Buske 1999). Das Phänomen des so genannten Schilfrückgangs ist seit über 20 Jahren Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen, deren z. T. kontrovers diskutierte Ergebnisse verschiedene Faktoren als ursächlich für das Rückgangsgeschehen ausweisen. Die Ergebnisse der bislang durchgeführten Untersuchungen an verschiedenen vom Schilfrückgang betroffenen Gewässern machten deutlich, dass diese Faktoren an unterschiedlichen Gewässern in unterschiedlicher Gewichtung zur Wirkung kommen, was eine individuelle Analyse des Faktorenkomplexes notwendig macht (Stadt-Wald-Fluss 2000, Ostendorp 1989, van der Putten 1997). Als potenziell relevante Faktoren sind hier die Wasserstandsführung der Gewässer, direkte und indirekte Folgen der Eutrophierung, mechanische Belastung der Schilfröhrichte durch Wind, Wellen, Treibholz und Algenmatten, Erosion der Flachwasserbereiche sowie mangelnde Lichtverfügbarkeit, Herbivorie und Uferverbau bzw. Freizeitnutzungen zu nennen.

Da aquatische Schilfröhrichte eine Vielzahl ökologischer Funktionen im Übergangsbereich Land – Wasser übernehmen, wurden an einigen mitteleuropäischen Gewässern wie dem Bodensee, dem Starnberger See, der Unterhavel bei Berlin und dem Bieler See in der Schweiz umfangreiche Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung der Schilfröhrichte umgesetzt. Hierzu zählen die Anlage von ingenieurb biologischen Bauwerken wie Lahnungen und Wellenbrechern zum Schutz vor mechanischer Belastung ebenso wie der Bau von Zäunungen zum Schutz vor Fraß durch Wasservögel und Bisam (Stadt-Wald-Fluss 2000, Ostendorp, Melzer et al, Iseli 1989). Zudem wurden z.T. großflächige Schilfanpflanzungen durchgeführt. Die Effektivität dieser Maßnahmen ist in der Praxis erprobt, jedoch nur in wenigen Fällen wissenschaftlich dokumentiert.

Seit Herbst 2005 werden im Rahmen des Projektes „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ Ausmaß sowie historisch und aktuell wirksame Ursachen des Schilfrückgangs an Gewässern der Holsteinischen Schweiz analysiert. Im Vordergrund steht dabei zunächst die Ermittlung der Ursachen für den überdurchschnittlich starken historischen Schilfrückgang. Grundlage ist hier eine GIS-basierten Ursachenanalyse, in der sowohl raum-zeitliche Veränderungen der Röhrichte als auch langjährige Datenreihen zu relevanten Faktoren wie Trophie und Windaufkommen sowie landschaftsökologische Entwicklungen berücksichtigt werden. Weiterhin soll durch Untersuchungen zur Ökologie der Schilfröhrichte sowie durch die Erfassung und Bewertung der Effekte des Fraßes mausernder Graugänse auf die Entwicklung der Schilfbestände geklärt werden, welche Faktoren die Ausbreitung der Röhrichte derzeit begrenzen. Des Weiteren werden die Effekte ausgewählter Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung der Schilfbestände unter experimentellen Bedingungen im Freiland erfasst.

Basierend auf den Ergebnissen der Projektarbeit wird mit dem hier vorliegenden Gutachten eine detaillierte Maßnahmenplanung zu Röhrichschutz und –entwicklung für den Großen Plöner See und den Großen Eutiner See erarbeitet. Dabei wird bewusst darauf verzichtet, eine Abwägung der vielfältigen, im Uferbereich der Gewässer aufeinander treffenden Schutz- und Nutzungsinteressen vorzunehmen. Vielmehr sollen an dieser Stelle alle Handlungsoptionen dargestellt werden, die eine Restitution der aquatischen Schilfröhrichte fördern können, um für die Zukunft eine breite Diskussionsgrundlage zu schaffen.

2 Die Holsteinische Schweiz: Naturräumliche Gegebenheiten und anthropogene Einflüsse im Untersuchungsgebiet

2.1 Abgrenzung und Charakteristika des Untersuchungsgebietes

2.1.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt südöstlich der schleswig-holsteinischen Landeshauptstadt Kiel und umfasst Teile der Landkreise Plön und Ostholstein mit den Kreisstädten Plön und Eutin. Es bildet den Kern des vor zwanzig Jahren ausgewiesenen Naturparks Holsteinische Schweiz, der durch ein kleinräumiges Nebeneinander von Wald, Seen und landwirtschaftlicher Nutzfläche geprägt ist (Abb. 1). Das Gebiet und auch die Hauptuntersuchungsgewässer Großer Plöner See sowie Großer Eutiner See werden von dem größten Fließgewässer der Region, der Schwentine, in Ost-West-Richtung durchflossen. Mit Ausnahme des Großen Eutiner Sees wurden alle größeren von der Schwentine durchflossenen Gewässer in das europäische Natura-2000-Netz aufgenommen. Am Großen Eutiner See wird lediglich die Fissauer Bucht im Nordwesten des Gewässers dem Natura-2000-Netz angeschlossen (LANU 2006).

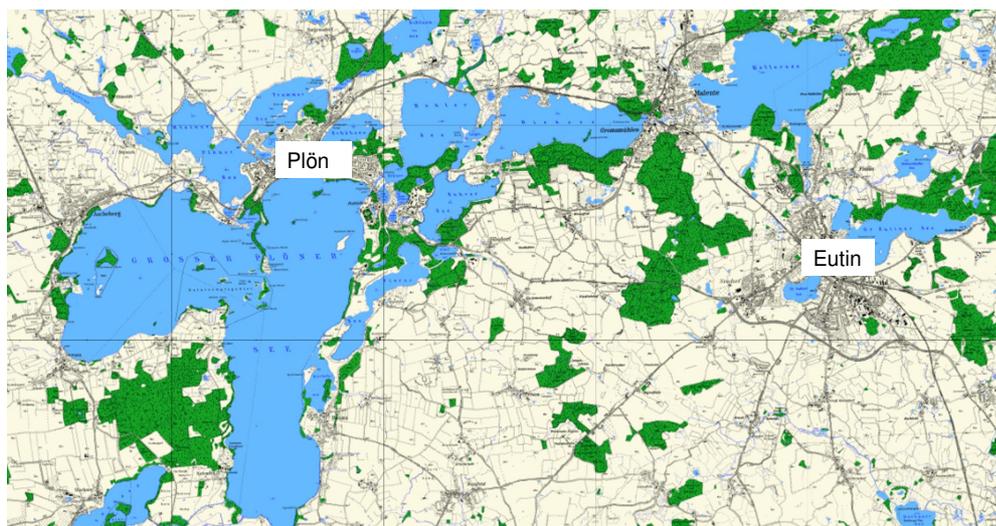


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgewässer in der Holsteinischen Schweiz (Amtl. TK 1:25.000, Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2003)

2.1.2 Charakteristika der Untersuchungsgewässer

Der **Große Plöner See** ist mit einer Fläche von 29,1 km² und einer Uferlänge von etwa 50 km (inkl. Inseln) das größte Stillgewässer Schleswig-Holsteins. Der See kann in das Ascheberger und das Bosauer Becken unterteilt werden, die unterschiedlich stark morphologisch gegliedert sind und z.T. ausgedehnte Flachwasserbereiche aufweisen (s. 2.3). In dem Gewässer dominieren sandig-kiesige Sedimente. Organische Mudden treten lediglich in flachen und einer geringen Wellenbelastung ausgesetzten Abschnitten wie der Rohrdommelbucht und dem Störland auf (Schoenberg et al. 2007). Die Schwentine mündet im Nordosten bei Fegetasche in den Großen Plöner See und fließt im Nordwesten des Gewässers über verschiedene Durchlässe (Stauwehre) in den Kleinen Plöner See, wobei ein Pegelstand von 21 m über NN als Soll-Wasserstand angestrebt wird. Im Jahresverlauf treten derzeit Wasserstandsschwankungen von max. +/- 30 cm auf (StUA Kiel 2007). Der Große Plöner See ist nach Mathes et al. (2002) als kalkreicher geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet (Typ 13) eingestuft und wurde nach der FFH-Richtlinie dem Lebensraumtyp oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer zugeordnet. Der Referenzzustand des Sees ist demgemäß oligotroph. Aktuell ist der See jedoch als eutroph 1 - mesotroph zu bezeichnen. Etwa 50 % der heutigen Nährstofffracht werden über die Schwentine in den Großen Plöner See eingetragen. Der Großteil der verbleibenden Nährstoffeinträge geht auf die landwirtschaftliche Nutzung seenaher Flächen zurück, die sich vor allem am Südufer des Ascheberger Beckens sowie im süd-östlichen Bereich des Bosauer Beckens befinden, während die westlichen Ufer dieses Beckens waldbestanden sind (WRRL-AG Baltic-Schwentine 2008, mündl. Mitteilung). Größere Siedlungsflächen werden lediglich von der Kreisstadt Plön im Norden sowie von den Gemeinden Ascheberg und Dersau im Westen und der Gemeinde Bosau am Ostufer des Großen Plöner Sees eingenommen. Der See wird durch zwei Berufsfischer bewirtschaftet und unterliegt besonders in den Sommermonaten einer intensiven Freizeitnutzung.

Der **Große Eutiner See** weist eine Seefläche von knapp 2,2 km² und eine Uferlänge von 11,3 km auf. Das Seebecken gliedert sich in ein lang gestrecktes Becken östlich der Kreisstadt Eutin und ein kleineres, relativ flaches Becken zwischen Eutin und Fissau. Insgesamt weist das Seebecken nur kleinräumig ausgeprägte Flachwasserbereiche auf, die sich vorwiegend im Osten und in dem erwähnten stadtnahen Seebecken befinden. Die Schwentine durchfließt den Großen Eutiner am nordwestlichen Rand des kleinen Seebeckens bei Fissau. Der Abfluss der Schwentine in den Kellersee ist durch ein Stauwehr auf eine Höhe über NN von 22 m reguliert. Im Jahresverlauf kommt es zu geringen Wasserstandsschwankungen von ca. +/- 30 cm (StUA Kiel 2007). Der Große Eutiner See ist als kalkreicher, ungeschichteter Tieflandsee klassifiziert (Typ 11 nach Mathes et al. 2002), dessen Referenzzustand als mesotroph angegeben wird. Aktuell ist das Gewässer jedoch als schwach polytroph eingestuft. Etwa 60% der rezenten Nährstoffeinträge sind auf landwirtschaftliche Nutzung - überwiegend am Südufer des Gewässers - zurückzuführen (LANU 2006). Die an das Nordufer angrenzenden Flächen sind überwiegend waldbestanden und dementsprechend unverbaut. Siedlungsflächen

sind vor allem entlang der Ufer des kleinen Seebeckens zu finden. Der See wird durch eine Berufsfischerin bewirtschaftet und während der Sommermonate mäßig für Freizeitaktivitäten genutzt. Intensiv frequentiert wird der Wanderweg am Südufer des Großen Eutiner Sees.

2.2 Die Entwicklung während der Weichselvereisung

Die Holsteinische Schweiz ist Teil der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins. Geprägt durch die letzte Eiszeit, die Weichsel-Vereisung, die vor ca. 15.000 Jahren endete, zeichnet sich die Landschaft durch ein bewegtes Relief und das Vorkommen von ca. 200 Seen aus. Als landschaftsprägende glazio-fluviale Prozesse können durch das Vorrücken bzw. Oszillieren der Gletscher bedingter Materialtransport und Erosion sowie Ausspülung und Transport von abgelagertem Material durch Schmelzwässer genannt werden. Geomorphologisch bedeutsam ist zudem die Einlagerung von Toteis in Hohlformen während des Abschmelzens der Gletscher im Postglazial.

Von Norden vordringende Eismassen der Weichsel-Vereisung oszillierten an der Grenze der Vereisung in Schleswig-Holstein, die etwa entlang der Linie Flensburg – Schleswig – Rendsburg – Neumünster – Bad Oldesloe – Mölln verlief, aufgrund des Wechsels von Kalt- und Warmphasen während der Weichselvereisung. Am Grund der gewaltigen Gletscher, deren Stärke im Gebiet Schleswig-Holsteins bis zu 500 m betrug (Schmidtke 1995), wurden große Mengen Gesteinsmaterial transportiert. Vordringende oder stationäre Eismassen hinterließen Stauchendmoränen oder Satzendmoränen. Der Große Plöner See wird im Nordwesten durch einen lang gestreckten Moränenzug über Ascheberg – Koppelsberg – Plön – Parnaß begrenzt. Dieser wurde durch eine aus dem Bereich des heutigen Sees vorrückende Gletscherzunge aufgestaucht. Zurückweichende Eismassen hinterließen am Grund des Gletschers mitgeschleppten Moränenschutt, der (nach zusätzlicher Einebnung durch Solifluktion) als Grundmoräne bezeichnet wird. Die Grundmoränen prägen weite Teile der Umgebung Eutins.

Die erosive Kraft der Gletscher führte zur Ausschürfung zahlreicher Hohlformen im Verlauf der Weichselvereisung, die z.T. durch neue Vorstöße des Eises wieder überformt wurden. In diesen Hohlformen – der bekannteste Typ ist das Zungenbeckensammeln – sammelten sich die Schmelzwässer der oszillierenden Gletscher, so dass Eisstauseen entstanden. In der Holsteinischen Schweiz bildete sich im Gebiet des heutigen Großen Plöner Sees während dieser Phase der Schwentine See aus (Kiefmann 1978). Der Großteil der Eisstauseen ist (post-) glazial überformt worden, während einige als kleinere Gewässer an der tiefsten Stelle des ehemaligen Stausees überdauert haben (Schmidtke 1995). Sowohl der Große Plöner See als auch der Große Eutiner See sind typische Zungenbeckenseen, die sich durch die Begrenzung des Zungenbeckens durch Stauchendmoränen und Seitenmoränen auszeichnen. Das Seebecken des Großen Plöner Sees wurde durch den Vorstoß zweier Eiszungen des Plön-Preezer Gletschers geformt (Kiefmann 1978). Die unterschiedliche starke Erosionskraft der Eiszungen führte zur Ausprägung einer in zwei Seebecken gegliederten Hohlform: Das durch die Seitenmoräne Prinzeninsel begrenzte Ascheberger Becken ist mit einer max. Tiefe von

30 m eher flach und nur wenig gegliedert, während das Bosauer Becken eine max. Tiefe von 58 m erreicht und eine deutliche Gliederung in steilwandige Hohlformen einerseits und flache Schwellen andererseits aufweist. Die Ausformung des Ascheberger und des Bosauer Zungenbeckens erfolgte vermutlich nicht zeitgleich (Zölitz-Möller 1989).

2.3 Anthropogene Einflüsse der Neuzeit

Seit dem Rückzug der Gletscher hat sich das Landschaftsbild in der Holsteinischen Schweiz aus geologischer Sicht nur geringfügig verändert. Der stärkste Einfluss auf die Entwicklung der Landschaft ging in den vergangenen Jahrhunderten vom Menschen aus. Dabei spielen im Projektgebiet nicht nur die häufig diskutierte Faktoren Waldnutzung bzw. -rodung und Landwirtschaft eine entscheidende Rolle. Vielmehr kommt – gerade unter dem Aspekt des Röhrichschutzes – den seit ca. 800 Jahren andauernden Eingriffen in den Gewässerhaushalt der Seen eine hohe Bedeutung zu, da hiermit gravierende Veränderungen der hydrologischen Situation in den Gewässern sowie eine verbesserte landwirtschaftliche Nutzbarkeit und Besiedlung ufernaher Flächen verbunden sind.

Im Gegensatz zu den schwer zu rekonstruierenden Auswirkungen der Schwentine-Regulierung 1882 auf die Gesamtheit der holsteinischen Seen sind die anthropogenen Eingriffe in den Wasserhaushalt des Großen Plöner Sees besonders gut dokumentiert. Folgt man den Ausführungen Kiefmanns (1978), der die Ergebnisse der Arbeiten von Gripp (1953), Attmannspacher (1967) und Ohles (1972) zusammenfasst, lag der Seespiegel dieses Gewässers im Verlauf des Boreals bei 21 m ü. NN, was dem heutigen Stand des Seespiegels entspricht. Archäologische Untersuchungen in dem Bereich um Bosau weisen auf eine längere Phase des Stillstands des Seespiegels hin, was durch den Fund von Schilfrhizomen belegt ist. Ohle (1972) vertritt den Standpunkt, dass der Seespiegel zu dieser Zeit bei ca. 20 m. ü. NN lag. Durch den Bau eines Mühlenstaus 1221 wurde der Wasserspiegel um ca. 1,50 m angehoben. Die Anstauung des Großen Plöner Sees führte zu erheblichen Änderungen im Stoffhaushalt des Sees. Die Analyse von Bohrkernen zeigt für diesen Zeitraum, hervorgerufen durch Erosion ehemaliger Uferflächen, einen erhöhten Nährstoffeintrag in das Gewässer, der zu einer erhöhten Produktivität führte. Nach A. Kinder ist für das Jahr 1570 eine weitere Aufstauung des Gewässers um 1,20-1,50 m urkundlich dokumentiert. Der erhöhte Wasserstand des Großen Plöner Sees rief Proteste bei Landbesitzern hervor, deren Flächen nun periodisch überschwemmt wurden. Auch die Wartung von Brücken und Aalwehren wurde durch hohe Wasserstände erschwert, so dass bereits im Jahr 1751 über eine Absenkung des Wasserspiegels nachgedacht wurde. Erst etwa hundert Jahre später dokumentieren Urkunden eine tatsächlich erfolgte Seespiegelabsenkung, deren Ausmaß heute lediglich anhand der Ufermorphologie rekonstruiert werden kann. Laut der Erkenntnisse von Kiefmann (1978) dürfte es sich um eine Absenkung von ca. 0,50 m gehandelt haben.

Eine letzte und deutliche stärkere Absenkung des Seespiegels um 1,14 m erfolgte 1882. Diese Seespiegelsenkung, in deren Folge schätzungsweise 200 ha Uferfläche trocken fielen, könnte ein Initial für die verstärkte Ausbreitung von Schilfröhrichten gewesen sein, da *Phragmites australis* bevorzugt trockenfallende Uferbereiche und Flachwasserzonen vegetativ besiedeln kann (Abb. 2). Auch die generative Ausbreitung des Schilfs dürfte auf den trocken gefallenen Uferbänken, die gute Voraussetzungen für die Keimung und die Etablierung von Schilfsamen bieten, befördert worden sein.

Da für das Ende des 19. Jahrhunderts noch keine Luftbilder zur Verfügung stehen, anhand derer das Vorkommen von Röhrichten nachvollzogen werden könnte, wurden historische Karten genutzt, um aus diesen die mit Röhrichten bestandene Uferlänge zu ermitteln. Die so erhaltenen Daten geben nur einen qualitativen Wert wieder, der nicht überinterpretiert werden sollte. Wie in Abb. 2 jedoch ersichtlich ist, wurde für fünf (Großer Eutiner See, Behler See, Großer Plöner See, Kleiner Plöner See, Trammer See) der bislang sieben analysierten Seen der Holsteinischen Schweiz festgestellt, dass die Anzahl mit Röhricht bestandener Uferbereiche Mitte des 20. Jahrhunderts deutlich höher waren als Ende des 19. Jahrhunderts.

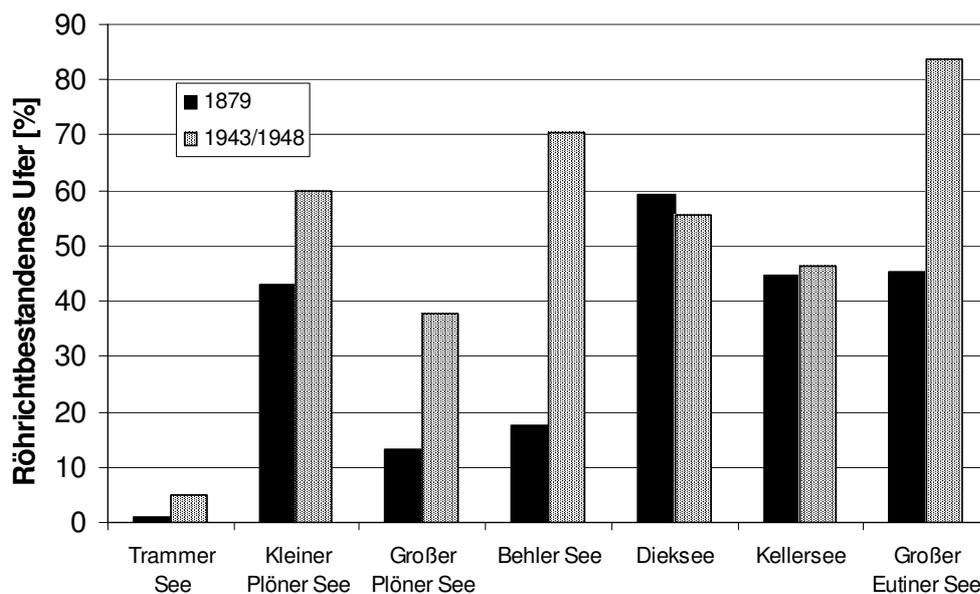


Abb. 2: Prozentualer Anteil des mit Röhrichten bestandenen Ufers von ausgewählten Seen der Holsteinischen Schweiz vor und nach der Seespiegelsenkung bzw. Schwentine-Korrektur von 1882. Die mit Röhrichten bestandene Uferlänge wurde durch Vermessen der Länge von Uferbereichen mit Röhrichtsignatur aus historischen Karten ermittelt.

Entsprechende Entwicklungen konnten für einige oberbayerische Seen wie beispielsweise den Waginger-Tachinger See (Maurer 1993) und den Chiemsee (Mitterer 1993) dokumentiert werden. Auch nach Angaben von Buske (1991) ist zu Beginn des 20. Jahrhunderts im Vergleich zur Situation um 1950 eine größere Ausdehnung der Schilfröhrichte am Großen Plöner See als wahrscheinlich zu betrachten.

Ergänzend wird die Zunahme der anthropogen beeinflussten Eutrophierung der Gewässer, die in den 1920er Jahren einsetzte und auch an ostholsteinischen Gewässern festgestellt werden konnte (Ohle 1951), als Ursache für eine verstärkte Ausbreitung der Schilfröhrichte genannt. Pries (1984) stellte am Templiner See einen Zuwachs der Röhrichtflächen zwischen den Jahren 1935 und 1960 fest. Am Bodensee-Untersee verzeichnete Grünenberger (1978) zwischen den Jahren 1945 und 1954 für das schweizerische Ufer und Ostendorf (1990 a) im selben Zeitraum für das deutsche Ufer eine Ausbreitung der aquatischen *Phragmites*-Bestände. Nach der Phase der Ausbreitung begannen sich die aquatischen Schilfbestände ab Mitte des 20. Jahrhunderts in mehr oder minder großem Ausmaß an vielen europäischen Seen aus den aquatischen Bereichen zurückzuziehen.

3 Potenzielle Rückgangsfaktoren

3.1 Wasserstandsführung

Die Vegetation von Feuchtgebieten wird durch episodisch oder periodisch nahe der oder über der Bodenoberfläche liegende Wasserstände geprägt. Dabei sind die mittleren Flurabstände des Wasserspiegels zur Bodenoberfläche ebenso bedeutsam wie der zeitliche Verlauf der Wasserstände sowie Häufigkeit, zeitliche Verteilung und Dauer von Überflutungsereignissen (Mitsch & Gosselink 2000). Hoch anstehende Wasserstände bedeuten für nicht spezifisch angepasste Pflanzenarten Stress, der sich in vermindertem Wachstum und/oder erhöhter Mortalität äußern kann. Pflanzenarten haben im Laufe der Evolution eine Reihe von anatomisch-morphologisch und physiologischen Anpassungen erworben, um die niedrigen Sauerstoffpartialdrücke, die durch hoch anstehende Wasserstände im Wurzelraum entstehen, über kürzere oder auch längere Perioden zu ertragen.

Als Folge unterschiedlich ausgeprägter Adaptationen von Pflanzenarten bilden sich entlang hydrologischer Gradienten in Feuchtgebieten oft deutliche Zonierungen der Vegetation (z.B. Salzmarschen, Auenvegetation, See-Ufervegetation). Dabei wird die untere Verbreitungsgrenze einer Pflanzenart entlang eines hydrologischen Gradienten von der Stresstoleranz verursacht, die aufgrund der anatomisch-morphologischen und physiologischen Anpassungen zwischen den Pflanzenarten variiert. Die obere Verbreitungsgrenze wird hingegen durch die Konkurrenzkraft der Pflanzenarten bestimmt (z.B. Keddy 2000). Die Zonierung der Vegetation von Seeufern in Mitteleuropa lässt sich stark vereinfacht folgendermaßen skizzieren. Seeseitig bilden submerse Wasserpflanzen die Verbreitungsgrenze Höherer Pflanzen, anschließend finden sich Schwimmblattpflanzen, die schließlich ab einer bestimmten Wassertiefe von

Röhrichten abgelöst werden. Landwärts schließt sich an die Röhrichte ein (oft) schmaler Großseggenürtel an, der schließlich von Gehölzen (Erlenbruchwäldern) abgelöst wird (vgl. z.B. Ellenberg 1996).

Ufermorphologie sowie Schwankungsamplitude der mittleren (Monats-)Wasserstände beeinflussen stark die Ausprägung und räumliche Ausdehnung der einzelnen Elemente der Ufervegetation (z.B. Keddy 1990, Andersson 2005). An steilen Ufern können sich aufgrund des ausgeprägten hydrologischen Gradienten oft nur schmale Vegetationszonen ausbilden, während an flachen Ufern die einzelnen Vegetationszonen eine sehr viel größere Ausdehnung erreichen. Hochwässer schädigen insbesondere Arten stärker, die nicht an diese hydrologischen Bedingungen (Überflutung) angepasst sind und aufgrund des zunehmenden Stresses im Wachstum gehindert werden oder sogar absterben. So kommt es zu einem Konkurrenzvorteil für die Arten der niedriger gelegenen Vegetationszonen. Während Niedrigwasserperioden erlangen hingegen die Arten der höheren Uferzonen einen Konkurrenzvorteil gegenüber den weiter unten angesiedelten Pflanzen. Sie können aufgrund des verminderten Stresses tiefer gelegene Uferbereiche besiedeln. Dauer und Häufigkeit von Überflutungs- und Niedrigwasserphasen haben somit einen entscheidenden Einfluss auf die Ausbildung der Seeufer-Vegetation. Besonders Extrem-Ereignisse beeinflussen das Konkurrenzgleichgewicht zwischen unterschiedlichen Arten (z.B. Smith & Brock 2007). Bei langfristig stabilen Wasserständen kommt es zu einem Konkurrenzgleichgewicht, das in der Regel dazu führt, dass einzelne Arten oder auch ganze Vegetationszonen ausfallen (z.B. Keddy 1990).

Somit können sowohl starke Hochwässer (wie am Bodensee dokumentiert; Schmieder et al. 2002) als auch das Ausbleiben von Niedrigwässern (wie in einigen Seen der Holsteinischen Schweiz) einen negativen Einfluss auf die Röhrichte der Seeufer haben. Treten (insbesondere im Frühjahr, wenn die Schilfpflanzen aus den Rhizomen austreiben) starke Hochwässer auf, kann der entstehende Stress für die *Phragmites*-Pflanzen so groß sein, dass ganze Bestände absterben. Die Pflanzen verfügen letztlich nicht über genügend Reservestoffe in den Rhizomen, um die Wassersäule zu durchwachsen und können zugleich ihren Sauerstoffbedarf in den Rhizomen nicht decken, da keine Verbindung zur Atmosphäre aufgebaut werden kann. Ausgeprägte Frühjahrshochwässer können somit zu einem schnellen Ausfall großer Röhrichtflächen beitragen (Schmieder et al. 2002).

Das Ausbleiben von Niedrigwässern führt eher zu einem schleichenden Rückgang von Röhrichten an Seeufnern. Etablierte *Phragmites*-Bestände besiedeln (unter günstigen Bedingungen) Seeufer bis zu einer Wassertiefe von etwa 1,5 m. Dabei nimmt mit zunehmender Wassertiefe die Stresssituation für die einzelnen Rameten zu: In größeren Wassertiefen ist die Sauerstoffversorgung erschwert, es steht (bei gleicher Wuchshöhe) weniger Phytomasse für die Photosynthese zur Verfügung und mechanische Belastungen durch Wellen, Treibholz oder auch Fraß durch Wasservögel können zu einer zusätzlichen Beeinträchtigung führen. Somit ist die seeseitige Verbreitungsgrenze der Röhrichte stets ein ‚stressreicher‘ Lebensraum und die seeseitige Ausdehnung der

Röhrichte ist letztlich abhängig von der Summe der an diesem Standort wirksamen Stressoren (Vretare et al. 2001). Die seeseitigen *Phragmites*-Rameten stehen allerdings innerhalb von geschlossenen Beständen mit den weiter am Ufer vorkommenden Individuen durch die Rhizome in Verbindung und bilden eine physiologische Einheit. Seeseitige Rameten können (bis zu einem gewissen Grad) von den ufernahen Rameten mit Assimilaten, Nährstoffen oder auch Sauerstoff versorgt werden.

Durch Niedrigwasserstände vermindert sich die Stresssituation der seeseitigen *Phragmites*-Rameten und es können höhere Produktionsraten erzielt werden. Gleichzeitig kommt es während Niedrigwasserphasen auch verstärkt zur Ausbildung so genannter Leghalme, die eine schnelle vegetative Besiedlung trocken gefallener Uferbereiche ermöglichen. Neue *Phragmites*-Bestände können sich an bislang nicht besiedelten Ufern während Niedrigwasserperioden auch durch Keimung und Etablierung bilden. Für eine erfolgreiche Keimung und Etablierung ist *Phragmites australis* auf feuchte, aber nicht-überflutete Böden (z.B. Schlammبانke an Seeufern) angewiesen (z.B. Haslam 1971, Weisner & Ekstam 1993, Lenssen et al. 1998, Armstrong et al. 1999, Coops et al. 2004, Alvarez et al. 2005). Somit wirken sich im Frühjahr und Sommer auftretende Niedrigwasserstände durch unterschiedliche Mechanismen direkt förderlich auf *Phragmites*-Röhrichte an Seeufern aus. Das Ausbleiben von Niedrigwasserständen hingegen resultiert schließlich darin, dass die seeseitige Verbreitungsgrenze der Röhrichte einem gleich bleibend hohen Stress ausgesetzt ist.

Konstante Wasserstände wirken sich auch indirekt negativ auf Röhrichtbestände aus: Die wasserseitige Verbreitung der sich an die Röhrichte in der Regel uferwärts anschließenden Gehölze wird durch deren Vermögen begrenzt, periodisch oder episodischen Sauerstoffstress bei Überflutungen zu erdulden. Bei konstanten Wasserständen können sich die Gehölze bis unmittelbar an das Ufer heran etablieren (z.B. Keddy 1990). Durch ihre größere Wuchshöhe und z.B. den damit verbundenen Schattenwurf kommt es schließlich dazu, dass die Röhrichte im Uferbereich geschwächt werden oder aber ganz ausfallen. Unter diesen Bedingungen fehlt den seeseitigen *Phragmites*-Rameten wiederum die ansonsten erfolgende Unterstützung ihres Wachstums durch das Bereitstellen von Assimilaten, Nährstoffen und/oder Sauerstoff durch die ufernahen *Phragmites*-Rameten (s.o.).

Die positive Wirkung von Wasserstandsschwankungen auf die Ausbildung von Ufer-Röhrichten ist in der Literatur vielfach dokumentiert: Bereits Harris & Marshall (1963) zeigen anhand einer experimentellen Wasserstandsabsenkung, dass es möglich ist, durch eine ein- bis zweijährige Niedrigwasserphase Röhrichte ('emergent marshes') dort zu etablieren, wo sie unter konstanten Wasserständen nicht vorkommen würden. Coops et al. (2004) demonstrieren mit einer experimentellen Seespiegelabsenkung an einem größeren Uferabschnitt (3 ha), dass Keimung, Etablierung und seewärtige Ausdehnung von *Phragmites* durch verminderte Wasserstände gefördert wird. In diesem Experiment wurde der Wasserstand um 30 cm abgesenkt. Dies führte innerhalb von 3 Jahren zu einer seewärtigen Ausdehnung der Röhrichte um 70 m. Mämetz &

Freiberg (2005) berichten von einer seewärtigen Ausdehnung von *Phragmites*-Beständen nach einer mehrmonatigen Niedrigwasserperiode (-0,7 m) im Jahr 1998. Auch Hudon (2004) dokumentiert für Ufervegetation in Kanada eine starke Zunahme von Röhrichtarten während eines extremen Niedrigwasserereignisses (-1 m) im Sommer 1999. Geest et al. (2005) konnten schließlich zeigen, dass die Diversität der Uferrohrichte in Seen dann am höchsten ist, wenn der sommerliche Abfall der Wasserstände zwischen 40 und 60 cm liegt.

Auch negative Auswirkungen konstanter Wasserstände auf Röhrichte der Seeufer sind in der Literatur dokumentiert: So führt Andersson (2001) den Rückgang von *Phragmites*-Beständen an exponierten und vergleichsweise steilen Ufern schwedischer Seen (Mälaren, Vänern) auf die in den letzten 25 Jahren stabilisierten Wasserstände zurück und auch Stadt-Wald-Fluss (2000) nennt fehlende Wasserstandsschwankungen als eine mögliche Ursache für den Röhrichtrückgang an den Havel-Gewässern im Berliner Raum. Hier wird auch auf eine weitere negative Auswirkung konstanter Wasserstände hingewiesen: Bei konstanter Wasserstandsführung setzt die mechanische Belastung von Wind- und/oder Schiffswellen immer im gleichen Höhenbereich des Ufers an. Hierdurch kann es zur Ausspülung einer Uferkante und zu einer höheren durchschnittlichen Belastung der Röhrichte in einem bestimmten Höhenbereich des Ufers kommen.

3.2 Eutrophierung

Die Effekte der Eutrophierung auf die Vitalität der Schilfbestände sind umstritten. Während (wie in Kapitel 2.3 dargestellt) verschiedene Autoren die Ausbreitung der Schilfröhrichte zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf den erhöhten Eintrag von Nährstoffen zurückführen, wies Klötzli (1971) auf Veränderungen der Halmstruktur bei hohen Stickstoffgehalten im Freiwasser hin. Eine direkte Folge hoher Nährstoffeinträge ist demzufolge ein verstärktes Längenwachstum der Schilfhalme unter Ausbildung geringerer Sklerenchymanteile, wodurch sich die Stabilität der Halme verringert und die Bruchanfälligkeit der Halme zunimmt. In zahlreichen weiterführenden Studien konnte jedoch kein signifikanter Einfluss des trophischen Status auf die Halmfestigkeit nachgewiesen werden (z.B. Ostendorp et al. 2001). Auch ein negativer Einfluss erhöhter Nährstoffgehalte auf die Bestandesstruktur von Schilfröhrichten und den Streuabbau konnte bislang nicht deutlich belegt werden (vgl. Stadt-Wald-Fluss 2000).

Eine Zunahme der Nährstoffgehalte im Bodenporenwasser wird ebenfalls kontrovers bewertet. Kubin & Melzer (1996) zeigen eine verringerte Einlagerung von Carbohydraten, insbesondere Stärke, in die Schilfrhizome bei hohen Ammoniumgehalten im Interstitialwasser und nennen die somit unzureichende Einlagerung von Reservestoffen als eine wesentliche Ursache des Röhrichtrückgangs. Untersuchungen von Tylova et al. (2008) bestätigen die verminderte Stärkespeicherung bei hohen Ammoniumkonzentrationen (179 μM N total), relativieren jedoch die Bedeutung dieses Faktors, indem anderen Faktoren wie z.B. der Akkumulation von Streu größerer Einfluss auf die Vitalität der Bestände zugeschrieben wird.

In Folge der Eutrophierung kann es im Frühsommer zu Massenvermehrungen verschiedener Fadenalgen (v.a. *Cladophora*) kommen. Fadenalgen treten vorrangig in den Flachwasserzonen der Gewässer und auf steinig-kiesigem Substrat (aber auch an Pflanzenstängeln) auf und können großflächige, mehrere Zentimeter dicke Algenmatten bilden, die bei stärkeren Winden in die Schilfröhrichte verdriftet werden. Durch das große Gewicht der Algenmatten in Verbindung mit der Wellenbelastung kann es zu großflächigen Schädigung an Schilfbeständen kommen, so dass dieser Faktor von verschiedenen Autoren als wesentliche, wenn auch räumlich sehr variable Ursache des Schilfrückgangs angesehen wird (Stadt-Wald-Fluss 2000, Ostendorp 1992, Utermöhl 1982). Der Freisetzung toxischer Abbauprodukte aus Algenmatten wird eine untergeordnete Bedeutung zugemessen (Ostendorp 1992).

3.3 Herbivorie

Fraßschäden durch Wasservögel werden von Ostendorp (1989) als einer von fünf Faktoren genannt, die zum Schilfrückgang beitragen. Dabei ist die Graugans die einzige Art, die zur Zeit des Schilfaustriebs in hohen Dichten auftritt und dann intensiv an den Beständen fressen kann. Seit den 1970er Jahren steigen die Brutpaarzahlen der Graugans in fast ganz Europa beständig an. Zusätzlich wird Schleswig-Holstein seit Beginn der 1990er Jahre als Mausergebiet genutzt (Koop 1999). Die Nichtbrüter verbleiben zunehmend im Land, so dass 1999 bereits mehr als 13.000 mausernde Tiere an unterschiedlichen Gewässern in Schleswig-Holstein gezählt wurden (Koop 1999). Gänse, Enten und Schwäne mausern ihre Schwingen simultan und sind für etwa 4 Wochen flugunfähig. Sie fressen in dieser Zeit auf dem ufernahen Grünland, an wasserständigen Schilfbeständen und an Wasserpflanzen. Dabei wird das Schilf an verschiedenen Gewässern unterschiedlich intensiv als Nahrungsquelle von Graugänsen genutzt. Aus der Literatur ist bekannt, dass Parameter wie Störungsintensität, Düngung des Grünlandes, Vegetationshöhe, Artenzusammensetzung des Vegetationsbestandes sowie Eiweißanteil und Rohfaseranteil von Pflanzengewebe die Nutzung von Pflanzenbeständen durch Gänse beeinflussen (Riddington et al. 1997, Bos et al. 2005).

Da Schilfbestände einen Fraßschaden in der Regel durch die Bildung von Sekundärtrieben (über-) kompensieren können, ist ein Rückgang nach Fraßschäden meist erst nach mehrmaligem Fraß zu beobachten. Möglicherweise kann auch bei quantitativer Kompensation der Schäden langfristig eine Schwächung des Bestandes auftreten, weil weniger Reservestoffe in die Rhizome eingelagert werden (Karunaratne et al. 2004, Asaeda et al. 2006) oder eine sexuelle Regeneration der Bestände ausbleibt (Alvarez et al. 2005).

3.4 Mechanische Belastung

Insbesondere an großen Gewässern mit einer großen Überstreichlänge (fetch) können bei starken und lang anhaltenden Winden aquatische Schilfbestände durch das Auftreten windinduzierter Wellen mechanisch geschädigt werden (Iseli 1995, Holsten 2006). Auch Schiffswellen können Röhrichtbestände mechanisch schädigen (vgl. Stadt-Wald-Fluss 2000, Sundermeier et al. 2007). Die mechanische Belastung wird deutlich

verstärkt, wenn ausgedehnte Algenmatten (v.a. *Cladophora*-Arten) oder Totholz und anderes Treibgut vom Wind in die vorhandenen Schilfröhrichte verdriftet werden (Stadt-Wald-Fluss 2000). In Folge starker mechanischer Belastung können die Schilfhalme an der Ausbreitungsfront eines Bestandes geknickt (und unter Umständen vom Wasser überspült) werden, was einen eingeschränkten Gasaustausch zwischen Stängel und Rhizom zur Folge hat (Armstrong & Armstrong 1991, Brix et al. 1992). Bei einer Schädigung des lebenden, hohlen (grünen) Stängels wird der konvektive O₂-Transport über Interzellularen und Aerenchym der Schilfpflanze unterbrochen und muss durch weniger effektive Diffusion über Althalme und Schilfstoppeln gewährleistet werden (Stadt-Wald-Fluss 2000). Werden abgestorbene Althalme eines Schilfbestandes geschädigt, kann auch die Diffusion nur eingeschränkt erfolgen. Eine anhaltend mangelhafte Sauerstoffversorgung des Rhizoms ist trotz metabolistischer Anpassungen an Sauerstoffmangel mit Energiedefiziten verbunden, die zu einer Schwächung der Rhizome führen (Brändle 1985).

Ein deutlicher Einfluss mechanischer Belastungen durch Knicken der Halme auf den Röhrichtrückgang ist dennoch nur im Einzelfall (z.B. bei Auftreten großflächiger Algenmatten, Stadt-Wald-Fluss 2000) oder bei einer vorhergehenden Schädigung des Schilfbestandes durch andere Faktoren wahrscheinlich. Zwar beschreibt schon Rodewald-Rudescu (1974), dass die Entwicklung ausgedehnter Schilfröhrichte lediglich an windgeschützten Uferbereichen mit vorgelagertem Flachwasserbereich stattfindet, doch zeigen Untersuchungen von Binz-Reist (1989), dass eine Anpassung von Schilfbeständen an exponierte Standorte mit einer hohen mechanischen Belastung zu vermuten ist.

Starke mechanische Belastung durch Wellen kann zusätzlich durch Erosion der Flachwasserbereiche und einem damit einhergehenden Freispülen der Schilfrhizome die Ausdehnung der aquatischen Schilfröhrichte begrenzen, wobei sich jedoch die Frage stellt, ob die Erosion den Rückgang des Schilfs verursacht oder erst nach Zurückweichen des Röhrichts voll zur Wirkung kommen kann (Stadt-Wald-Fluss 2000, Melzer et al. 2001).

3.5 Lichtverfügbarkeit

Seit den 1950er Jahren ist an vielen Gewässern in Mitteleuropa ein verstärktes Gehölzaufkommen im Uferbereich festzustellen. Gründe hierfür sind zum einen die verringerte Holznutzung, zum anderen die stabile Wasserstandsführung (vgl. Kap. 3.1) und auch die Unterschutzstellung der Uferzone. Bewaldete Flächen reichen an zahlreichen Gewässern bis an die Wasserlinie heran, was zu einer teils sehr starken Beschattung des ufernahen Flachwasserbereiches führt. Die Standortbedingungen für das lichtliebende Schilf (Rodewald-Rudescu 1974) haben sich somit in zweierlei Hinsicht deutlich verschlechtert: In beschatteten Bereichen kann die Pflanze in nur noch geringen Maße Photosynthese betreiben und Reservestoffe bilden, so dass häufig eine Auflichtung und Verinselung der Bestände zu beobachten ist. Zugleich bietet der

einstige, heute gehölzbestandene Wechselwasserbereich dem Schilf keinen landwärtigen Rückzugsraum. Eine Wiederbesiedlung ufernaher Flachwasserbereiche durch landwärtige Schilfbestände ist entsprechend nicht möglich (Stadt-Wald-Fluss 2000).

4 Raumzeitliche Veränderungen der Schilfröhrichte

4.1 Erfassung raum-zeitlicher Veränderungen

Die räumliche Dynamik der aquatischen Röhrichtbestände an Gewässern der Holsteinischen Schweiz (Großen Plöner See, Kleiner Plöner See, Dieksee, Trammer See, Großer Eutiner See und Kellersee) wurde unter Verwendung einer Methoden-Kombination von Eder et al. für den Zeitraum von 1953 bis 2006 erfasst (vgl. Eder et al. 2007). Bewusst wurde hierbei die Entwicklung des aquatischen Schilfbestandes untersucht, da erfahrungsgemäß in erster Linie seewärtig wachsende *Phragmites*-Bestände vom Rückgang betroffen sind (vgl. Pier et al. 1990, Ostendorp 1993, Grosser et al. 1997).

Die Ausdehnung der aquatischen Röhrichtbestände von 1953 bis 1990 wurde zum einen mittels analoger Luftbildinterpretation (Spiegelstereoskopie) und zum anderen via digitaler Luftbildinterpretation auf Grundlage von Schwarzweiß- und Colorinfrarot-(CIR)-Luftbildern seeumfassend ermittelt. Die Erfassung der aktuellen Ausdehnung der aquatischen Röhrichtbestände erfolgte anhand einer GPS- (Global Positioning System) gestützten Vorortkartierung mit einem Differentiellen GPS-Empfänger (DGPS) mit Echtzeitkorrektur im Sommer 2006. Die hierbei gewonnenen Daten wurden zusammen mit den Daten aus der Luftbildauswertung in ein Geographisches Informationssystem (*ArcGIS 9.1* von *ESRI*) eingebunden, weiterverarbeitet und ausgewertet.

Im Verlauf der Kartierung der Schilfflächen im Gelände traten unterschiedliche Bestandsstrukturen auf, die in die drei Kategorien „lockerer“, „dichter“ und „horstartiger Schilfbestand“ unterteilt wurden. Die genannten Kategorien wurden zusätzlich nach dem Vorkommen bestandsbildender Arten unterschieden. Im Untersuchungsgebiet trat *Phragmites australis* überwiegend in Form von Reinbeständen auf und war über große Flächen bestandsbildend. Das Vorkommen anderer Arten wie *Typha angustifolia* und *Schoenoplectus lacustris* war vergleichsweise gering. Um einen maximalen Informationsgehalt aus den Kartierarbeiten erzielen zu können, wurden alle Röhrichtbestände aufgenommen und in nachfolgend aufgeführte Klassen eingeteilt (Tab. 1).

Tab 1: Kartierschlüssel und Codierung des aquatischen Röhrichtbestandes. Kleinröhricht wird hier als Sammelbegriff für Bestände verwendet, die von *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum* oder *Carex acutiformis* dominiert wurden.

Codier-Nr.	Röhricht-Beschreibung	
1	<i>Phragmites australis</i>	Locker
2	<i>Phragmites australis</i>	Dicht
3	<i>Phragmites australis</i>	horstartig
4	<i>Typha angustifolia</i>	Locker
5	<i>Typha angustifolia</i>	Dicht
6	<i>Typha angustifolia</i>	dicht, <i>Phragmites australis</i> locker
7	Kleinröhricht	
8	Kleinröhricht, <i>Phragmites australis</i> locker	
9	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Locker
10	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Dicht

Das der Ermittlung des raum-zeitlichen Entwicklungsmusters der Röhrichtbestände zugrunde liegende Luftbildmaterial ist in der nachfolgenden Tabelle 2 aufgeführt. Bei Betrachtung der Daten lässt sich die hohe Heterogenität der einzelnen Jahrgänge erkennen.

Tab. 2: Übersicht über das der Luftbildinterpretation zugrunde liegende Bildmaterial

Jahr	Gewässer	Bildmaterial	Aufnahme-Zeitpunkt	Aufnahme-Maßstab	Geflogen / Quelle
2004	alle Untersuchungs-gewässer	SW-Orthophoto	Plön 21.04.2004 Eutin 09.04.2004	1:16.000	LVA
2004	alle Untersuchungs-gewässer	Farb-orthophoto	August	1:25.000	EFTAS InVeKoS
1991	alle Untersuchungs-gewässer außer dem Gr. Plöner See	Digitale CIR-Luftbilder	06.07.91	1:16.000	LANU
1989	Gr. Plöner See	Diapositiv SW 23x23cm	Oberster Streifen 16.05.1989 mittlerer und unterster 26.05.1989IF	1:16.000	LVA
1959	Gr. Plöner See	Diapositiv SW 23x23cm	08.09.1959		MAG / Geografisch es Institut der Uni Kiel
1953	alle Untersuchungs-gewässer	Diapositiv SW 23x23cm	27.09.1953	1:20.000	Royal Air Force / LVA

Für den Großen Plöner See konnte auf bereits bestehende Daten für die Jahrgänge 1953, 1959 und 1989 zurückgegriffen werden. Diese wurden von Buske (1991) unter Verwendung eines Spiegelstereoskops ermittelt und direkt auf Folie übertragen. Gewisse Unschärfen, wie kleinere Verzerrungen aus den Luftbildern, mussten nach Buske (1991) mit übernommen werden.

Für alle weiteren Untersuchungsgewässer lagen bislang keine Daten vor, so dass hier die Datenerhebung per digitaler Luftbildinterpretation erfolgte. Den bei der analogen und der digitalen Luftbildinterpretation der Jahrgänge 1953, 1959 und 1989 zugrunde liegenden geodätischen Luftbildern konnten keine Informationen über die verschiedenen Röhrcharten und deren Vitalitätsgrad entnommen werden. Aufgrund dieser fehlenden Differenzierungsmöglichkeiten konnte für diese Jahrgänge auch nicht zwischen „lockeren“, „dichten“ und „horstartigen Schilfbeständen“ unterschieden werden. Diesbezüglich erfolgte eine Bestandsaufnahme, die als „dichter aquatischer Röhrchartbestand“ definiert wurde. Im Unterschied dazu war beispielsweise bei den Color-Infrarot-(CIR)-Aufnahmen von 1991 aufgrund von unterschiedlichen Reflexionseigenschaften der Vegetation eine Differenzierung der Bestände möglich.

Um einen einheitlichen Bezug für die aquatischen Röhrichtbestände zu schaffen sowie um die Vergleichbarkeit von einzelnen Jahrgängen zu gewährleisten, wurde eine Uferlinie definiert. Diese Festlegung ist notwendig, um die räumlichen Veränderungen der aquatischen Röhrichtbestände für alle Jahrgänge anhand eines einheitlichen Bezugspunktes ermitteln zu können. Als Grundlage für die Daten der gesamten Luftbilddauswertungen und der Vorortkartierungen wurde für die Untersuchungsgewässer die aktuelle Uferlinie aus den Schwarz-Weiß - Orthophotos von 2004 ermittelt. Somit erfolgte auch für die bereits bestehenden Daten des Großen Plöner Sees von Buske (1991) eine Datenangleichung. Angepasst an die Uferregion des mittleren Wasserstandes von 2004, entspricht die neu gebildete Uferlinie nicht mehr exakt der Uferlinie von 1989 (Buske 1991 und 1999). In der Regel wurde bei der aktuellen GPS-Kartierung der Verlauf der Uferlinie anhand von einzelnen Messpunkten mit aufgenommen. Für die Bereiche, für die keine GPS-Aufnahmen vorhanden waren, wurde die Uferlinie in Orientierung am Mittelwasserstand festgelegt (Hoffmann 2000, Melzer 2001).

Um die Entwicklung der aquatischen Röhrichtbestände an den einzelnen Seen besser verfolgen zu können, wurde der gesamte Uferbereich für die einzelnen Jahrgänge (1953, 1959, 1989, 1991 und 2006) zu einem Röhrichtkataster zusammengestellt (s. Anhang). Zusätzlich zu der kartographischen Darstellung der einzelnen Röhrichtflächen erfolgte eine Visualisierung der Flächenverluste und -gewinne anhand von Diagrammen (Abb. 3). Diese zeigen die raum-zeitliche Entwicklung der dichten aquatischen Röhrichtbestände zum einen auf den gesamten See bezogen und zum anderen in Bezug auf definierte Uferabschnitte. Diese Gegenüberstellung verdeutlicht das oftmals sehr unterschiedliche Entwicklungsmuster in den einzelnen Abschnitten. Die Einteilung in einzelne Abschnitte erfolgte im Hinblick auf das Vorkommen zusammenhängender Schilf- bzw. Röhrichtbestände, die über den gesamten zu untersuchenden Zeitraum von 1953 bis 2006 hinweg eine möglichst homogene Entwicklung zeigten und bestimmten naturräumlichen Einheiten (z.B. bebaute bzw. unverbauete Uferzonen, Naturschutzgebiete) angehörten.

4.2 Raum-zeitliche Veränderungen der Röhrichtbestände

4.2.1 Großer Plöner See

Am Großen Plöner See verminderte sich der dichte aquatische Röhrichtbestand zwischen 1953 und 1959 von 90,14 ha auf 83,45 ha um 7,42 %. Der Schwerpunkt des Rückgangs lag in dem darauf folgenden Zeitraum von 1959 bis 1989, was sich in einer beachtlichen Regression von 85,49 % widerspiegelt. Innerhalb dieser drei Jahrzehnte hat sich der Bestand am Großen Plöner See um eine Fläche von 71,34 ha reduziert. Diese Regression hat sich in den folgenden Jahren fortgesetzt und zu einer weiteren Verringerung der Bestände geführt. Der prozentuale Rückgang der schilfbestandenen Flächen liegt hier bei 83,56 %. Somit weist der Große Plöner See ausgehend von 1953 mit 98 % den stärksten Röhrichtrückgang aller bislang untersuchten mitteleuropäischen Seen auf. Der Rückgang der aquatischen Röhrichtbestände beschränkt sich nicht nur auf die seewärtige Ausbreitungsgrenze (in der Bestandsbreite), sondern tritt auch entlang der Uferlinie (in der Bestandslänge) auf.

In Abb. 3 wird deutlich, dass der zeitliche Verlauf und das Ausmaß des Röhrichtrückgangs in einzelnen Abschnitten des Sees unterschiedlich sind. Hervorzuheben ist hier die starke Ausbreitung der Schilfröhrichte zwischen 1953 und 1959 in Abschnitt 17 (Inselbereich) und in Abschnitt 13 (Dersau). Eine ähnliche Entwicklung mit einem leichten Zuwachs der Röhrichtfläche in diesem Zeitraum findet sich lediglich in den Abschnitten 7, 9 und 16 (Bischofsee / Buddelsee, Koppelsberg, Stadtbek), während in allen anderen Abschnitten deutliche Rückgänge oder zumindest Stagnation festzustellen ist. In der darauf folgenden durch die Luftbildauswertung erfassten Zeitspanne 1959 – 1989 kommt es zu einem drastischen Rückgang der Schilfröhrichte, der in allen Abschnitten zu beobachten ist und häufig bereits zu einem vollständigen Verschwinden des Schilfs führt. Zwischen 1989 und 2006 sind wiederum deutliche Rückgänge an den verbleibenden Schilfbeständen zu verzeichnen, so dass lediglich in der Rohrdommelbucht (Abschnitt 1) und bei Bosau (Abschnitt 8) nennenswerte Schilfvorkommen erhalten bleiben. Der im Uferbereich bei Bosau verbleibende Schilfbestand konnte sich im Unterschied zu allen anderen Abschnitten seit 1989 leicht ausbreiten. Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden.

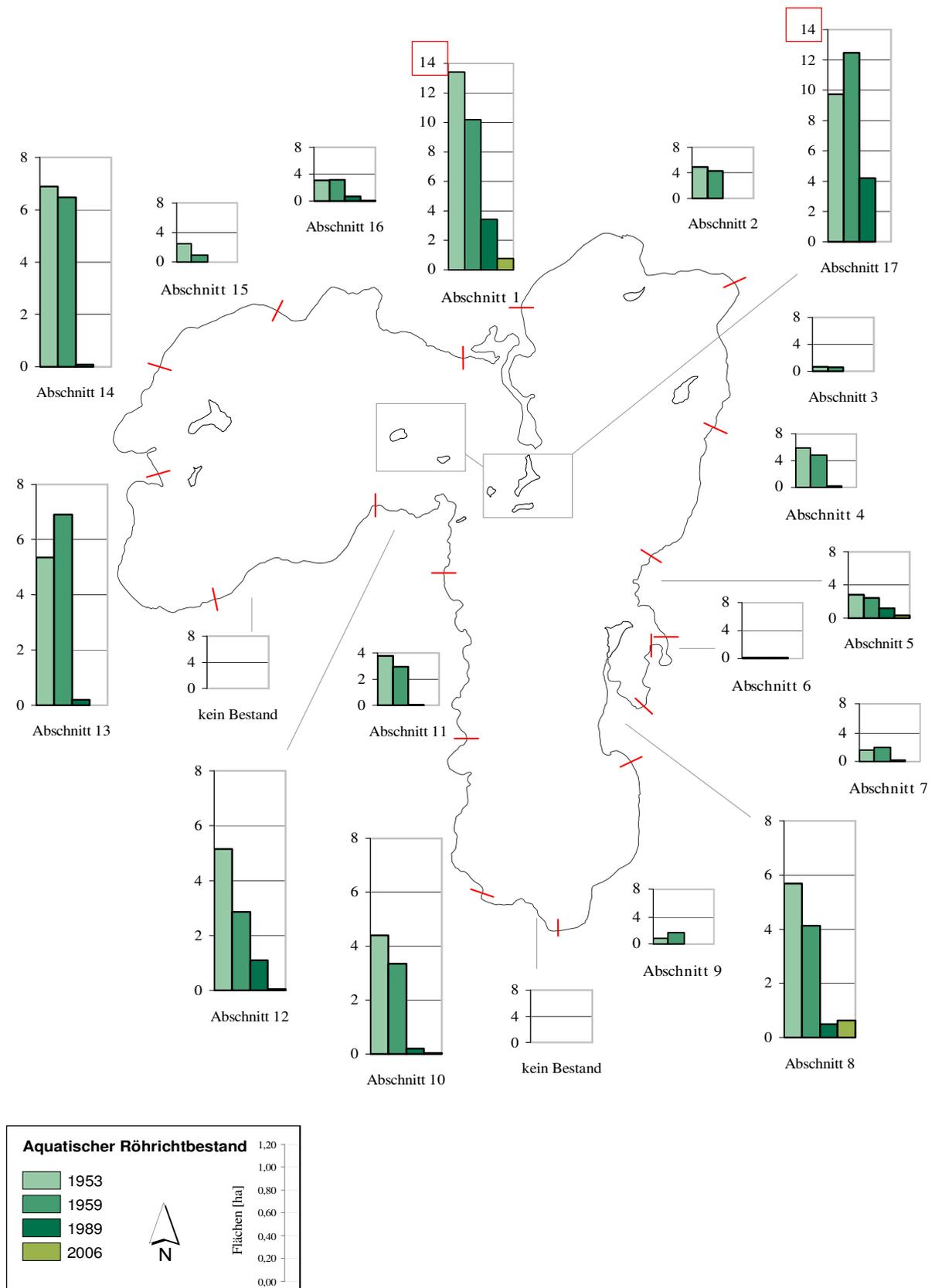


Abb. 3: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Plöner See 1953-2006

4.2.2 Großer Eutiner See

Am Großen Eutiner See hat sich der prozentuale Rückgang der Röhrichte zwischen den beiden Untersuchungsperioden von 1953 bis 1991 und 1991 bis 2006 trotz der unterschiedlich großen Zeitspannen mit ca. 45 % gleichmäßig vollzogen. Im ersten Beobachtungszeitraum entsprach dies einer Fläche von 5,28 ha, im zweiten einer von 3 ha. Insgesamt ist in den Jahren von 1953 bis 2006 ein prozentualer Rückgang von 69 % zu verzeichnen. Eine erneute Vorortkartierung der Schilfbestände im Jahr 2008 ergab, dass zwischen 2006 und 2008 ein weiterer Röhrichtrückgang um knapp 10 % (entsprechend 0,3 ha) stattgefunden hat. Bei Betrachtung der Entwicklung der Schilfröhrichte in einzelnen Uferabschnitten wird deutlich, dass insbesondere am Südufer des Großen Eutiner Sees aktuell nur geringe Röhrichtbestände vorhanden sind (Abb. 4). Ausgehend von aufgrund der steilen Ufermorphologie ohnehin kleinräumig ausgeprägten Röhrichten hat sich hier ein Rückgang um bis zu 86,3 % vollzogen, obwohl im Abschnitt Pulverbeck zwischen 1991 und 2006 auch eine Zunahme des Röhrichts zu verzeichnen war (s. Röhrichtkataster). Im Unterschied zu den starken Rückgängen im Bereich des Südufers zeigt sich im Abschnitt 3 (Redderkrug) ein mit 33,1% relativ geringer Schilfrückgang. Gemeinsam mit Abschnitt 2 (Sandfeld) weist dieser Bereich heute in einem ausgedehnten Verlandungsbereich die größten verbleibenden Schilfbestände auf. Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden.

Insgesamt hat sich am Großen Eutiner See der Rückgang der Schilfröhrichte weniger drastisch vollzogen als am Großen Plöner See. Trotz einer starken Reduzierung der durch Röhrichte eingenommenen Seefläche ist auch heute besonders am Nordufer nahezu die gesamte Uferlinie schilfbestanden. Dennoch muss festgestellt werden, dass auch an diesem holsteinischen See der Gesamtrückgang von ca. 69 % zwischen 1953 und 2006 im Vergleich mit den für andere mitteleuropäische Gewässer ermittelten Röhrichtrückgängen überdurchschnittlich hoch ist.

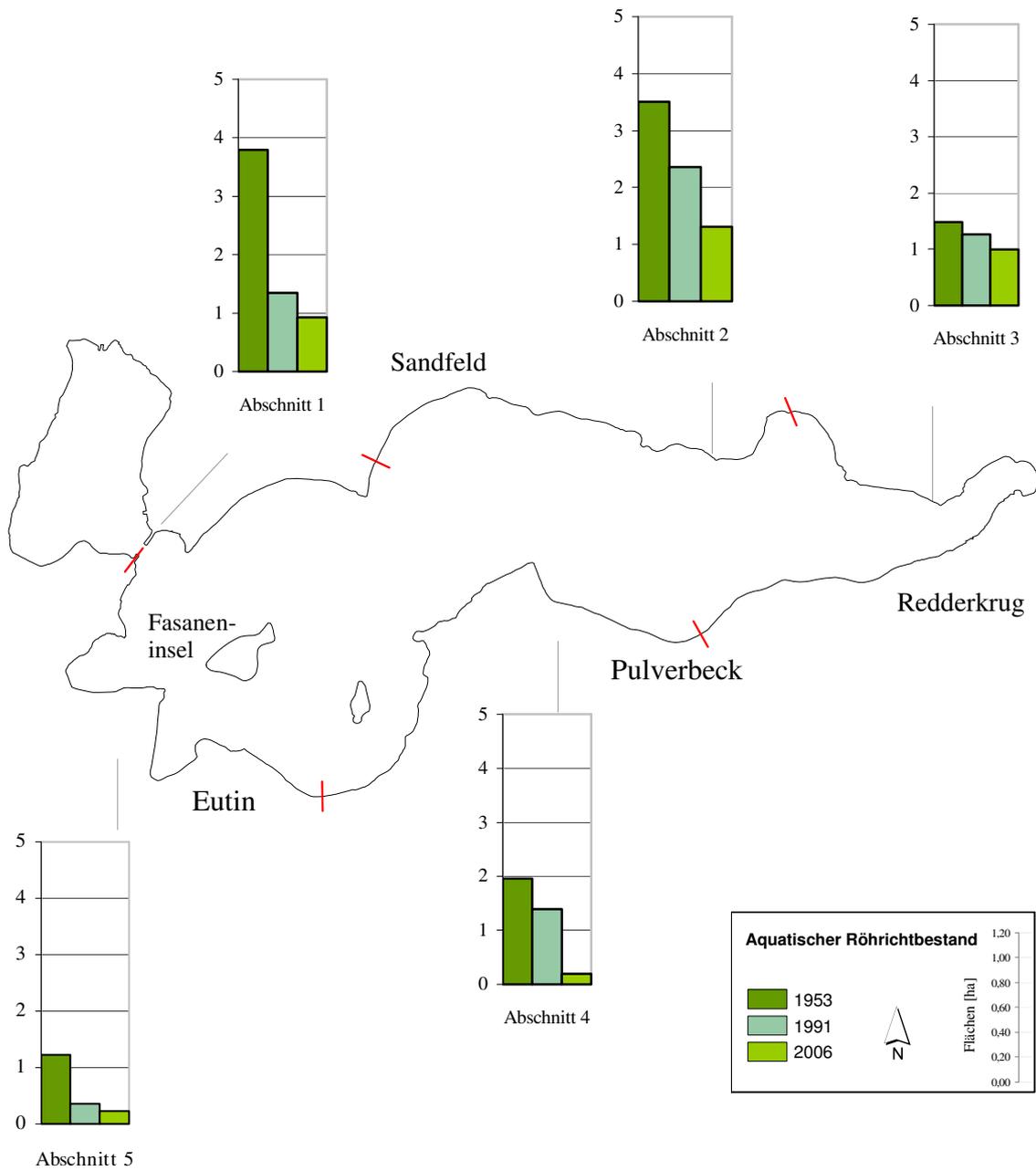


Abb. 4: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Eutiner See 1953-2006

5 Vorarbeiten für die Maßnahmenplanung

5.1 Historische Analyse: Methodik der GIS-basierten Ursachenanalyse

Die GIS-basierte Ursachenanalyse stützt sich im Wesentlichen auf die im Rahmen der Luftbildauswertung ermittelten Daten. Diese wurden mit ArcGIS 3.3 und ArcMap 9.1 (Esri 2007) weiter verarbeitet und durch eigene Daten ergänzt. Um die Effekte verschiedener, interagierender Faktoren räumlich hoch aufgelöst erfassen zu können, wurden in einem ersten Schritt die Uferlinien des Festlandes des Großen Eutiner und des Großen Plöner Sees in je 200 m lange Ufersegmente und die Uferlinie der Inselbereiche in je 20 m lange Ufersegmente unterteilt und anschließend mit einem seewärtigen Puffer versehen. Eine Einbeziehung der zahlreichen kleinen Inseln im Großen Plöner See konnte aufgrund technischer Beschränkungen nicht erfolgen. Die so entstandenen flächenhaften Ufersegmente wurden mit den vorliegenden Daten zum Röhrichtvorkommen 1953, 1989/91 und 2006 verschnitten, so dass die (meist negative) Entwicklung der Schilfbestände pro Ufersegment kalkuliert werden konnte. Für den Großen Plöner See wurde auch das Röhrichtvorkommen im Jahr 1959 einbezogen. Für den Großen Plöner See wurden 225 Ufersegmente am Festland und 319 Ufersegmente im Inselbereich in die Auswertung einbezogen. Für den Großen Eutiner See waren dies 58 im Bereich des Festlands und 52 an den Inseln.

Allen Ufersegmenten wurden Werte für das Ausmaß der mechanischen Belastung durch windinduzierte Wellen, zur Veränderung der Lichtverfügbarkeit sowie zu Änderungen der Ufernutzung hinzugefügt. Die Methodik zur Berechnung der an einem Uferabschnitt auftretenden Wellenbelastung ist in Holsten (2006) dargestellt. In der GIS-basierten Ursachenanalyse wurden bislang die langjährigen Wellenmaxima berücksichtigt. Veränderungen des Gehölzaufkommens und der Ufernutzung wurden durch Interpretation der Luftbildjahrgänge 1953 bzw. 1959 und 2004 ermittelt. Für den Großen Eutiner See beinhaltet der Datensatz auch Angaben zur Intensität des Gänsefraßes pro Ufersegment zwischen 2006 und 2008. Der Datensatz für den Großen Plöner See konnte zudem um Angaben zu den Sedimenteigenschaften in den ufernahen Flachwasserbereichen erweitert werden (Schoenberg et al. 2007). Zusätzlich konnte an diesem See aufgrund einer im Jahr 2007 durchgeführten Flachwasserkartierung die Größe der Schilfröhrichte pro Segment und Wassertiefe berechnet werden. Für den Großen Eutiner See wurde anhand einer vom LANU erstellten Tiefenlinienkarte die Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer bestimmt.

Für jedes Ufersegment wurde die potenziell durch aquatische Röhrichte besiedelbare Fläche als die Fläche zwischen dem Ufer und der 1,5 m Tiefenlinie definiert. Zu dieser potenziell besiedelbaren Fläche wurde die tatsächliche Ausdehnung der Röhrichte in den Jahren 1953, 1959, 1989/1991 sowie 2006 in Beziehung gesetzt. Die tatsächlich von aquatischen Röhrichten besiedelte Fläche wurde als prozentualer Anteil zur potenziell besiedelbaren Fläche in nachfolgende Auswertungen einbezogen. Dieser Anteil der potenziell besiedelbaren Fläche war in einigen Ufersegmenten der frühen Jahrgänge größer als 199%, was entweder dadurch zustande kommt, dass eine

Röhrichtausdehnung bis unter 1,5 m Wassertiefe vorhanden war oder aber dass die heutige 1,5 m Tiefenlinie nicht überall dem Verlauf der früheren 1,5m Tiefenlinie entspricht.

Daten zur langjährigen Wasserstandsführung der Gewässer (StUA 2007) und zur langfristigen Entwicklung der trophischen Situation, die auf das gesamte Gewässer wirken, konnten in diese uferabschnittsbezogene Analyse nicht einbezogen werden. Diese Auswertung soll durch den Vergleich mehrerer Gewässer untereinander im Jahr 2009 erfolgen.

5.2 Potenziell geeignete Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen: Ein Überblick

Schutz und Entwicklung von aquatischen Schilfröhrichten können durch ein Bündel verschiedener Maßnahmen gewährleistet werden. Dabei ist zwischen Maßnahmen für ein unter Röhrichtschutzaspekten optimiertes Management unterschiedlicher Standortfaktoren, ingenieurbioologischen Maßnahmen und Methoden zur Wiederansiedlung von Schilf zu unterscheiden. Nachfolgend soll (soweit nicht anders gekennzeichnet) in Anlehnung an die Ausführungen von Melzer et al. (2001) ein kurzer Überblick über potenziell geeignete Maßnahmen und Wiederansiedlungsmethoden gegeben werden, von denen einige für die Erprobung im Rahmen des Projektes ausgewählt wurden.

Die Wasserstandsführung ist ein Schlüsselfaktor für die Ausprägung der Vegetationszonen im Uferbereich (vgl. Kap. 3.1). Hochwasserstände beeinflussen ebenso wie Niedrigwasserstände unmittelbar die Fortpflanzung und räumliche Verbreitung der aquatischen Röhrichte.

Der Einfluss der Herbivorie durch Graugänse auf die Vitalität aquatischer Röhrichte konnte bislang nicht quantifiziert werden. Rückgänge aquatischer Schilfbestände konnten jedoch beispielsweise am Starnberger See beobachtet werden. Der Fraßdruck auf vorhandene aquatische Schilfröhrichte könnte durch die Bereitstellung alternativer Nahrungsquellen z.B. auf kurzrasigen Grünlandflächen gemindert werden.

Bei starker Beschattung im Uferbereich kann durch Rückschnitt und / oder Entnahme von Ufergehölzen eine Optimierung der Standortbedingungen erfolgen.

Der Schutz der Schilfbestände vor mechanischer Belastung kann durch verschiedene ingenieurbioologische Bauwerke, die jeweils im Flachwasserbereich von 1 m Wassertiefe einzubringen sind, gewährleistet werden. Uferparallele Bauwerke wie Lahnungen und Senkfaschinen bestehen aus einer doppelten Pfahlreihe (Längsabstand der Pfähle ca. 2 m, Querabstand ca. 40-60 cm), die mit zur Faschine gebundenem Astwerk verfüllt wird. Im Unterschied zu einer nur mit Astwerk verfüllten Lahnung wird bei einer Senkfaschine eine Schotterwalze mit totem Pflanzenmaterial umhüllt und zwischen den Pfahlreihen versenkt. Das Füllmaterial ist somit deutlich langlebiger als das einer Lahnung, deren Faschine in Abständen von ca. 3 Jahren regelmäßig mit neuem Astwerk aufgestockt werden muss, um einen vollen Wellenschutz zu

gewährleisten (Iseli 2007, mündl., Abb. 5). Senkfaschinen wiederum werden als ungeeignet für den Schutz größerer Flachwasserbereiche erachtet, können jedoch in Kombination mit quer zum Ufer angeordneten Buhnen einen guten Wellenschutz bieten. Großflächiger Schutz vor Wellenbelastung in Flachwasserbereichen ist durch den Einbau von doppelreihig auf Lücke gesetzten Palisaden zu gewährleisten (Stadt-Wald-Fluss 2000, Abb. 6). Die Lebensdauer der Palisaden beträgt bei Verwendung von unbehandeltem Kiefernholz bis zu 20 Jahre (Krauß 2008, mündl.). Wie bei den zuvor aufgezählten ingenieurb biologischen Bauwerken setzt dann ein langsames Vermodern der Hölzer, das in der Wechselwasserzone beginnt, ein. Ebenfalls für alle genannten Bauwerke gilt, dass Beschädigungen durch Eisschub nicht auszuschließen sind. Zur Reduktion der Wellenenergie ist auch das Einbringen von Drahtschotterwalzen denkbar (Iseli 1989). Für Schutzmaßnahmen in Höhe der Mittelwasserlinie können bereits mit Pflanzenmaterial bestückte Vegetationsfaschinen oder Röhrichtwalzen eingesetzt werden.



Abb. 5: Lahnung am Bieler See / Schweiz 2005 Abb. 6: Palisade am Großen Plöner See

Die Wiederansiedlung von Schilf kann durch das Ausbringen unterschiedlichen Pflanzenmaterials erfolgen, das möglichst aus autochthonem Pflanz- oder Saatgut gewonnen werden sollte. Generell sollte ein günstiger Zeitpunkt zur Ausbringung des Pflanzenmaterials gewählt werden. Während an Gewässern, deren Wasserstandsführung durch starke Schmelzwasserzuflüsse im Frühjahr geprägt ist, Pflanzungen auch im Herbst und Winter erfolgreich sind, sollten Pflanzungen in Gewässern mit nahezu ausgeglichener Wasserstandsführung vom Frühsommer bis maximal Anfang August erfolgen (Krauß 1993). Das Pflanzmaterial kann in Wassertiefen von bis zu 30 cm eingebracht werden. Eine Ausdehnung der Pflanzung landwärts verbessert die Ansiedlungschancen, da Schädigungen am Pflanzmaterial im aquatischen Bereich durch Vorwachsen der landseits angesiedelten Pflanzen ausgeglichen werden können. Bei starker Erosion der Flachwasserbereiche oder bei Vorhandensein einer Erosionskante am Übergang Wasser – Land kann vor Durchführung der Pflanzung der Uferbereich aufgeschüttet werden. Dabei ist darauf zu achten, die Körnung des aufgeschütteten

Materials an die des natürlich vorkommenden Seesediments anzupassen (Iseli 2006, mündl.). Das Pflanzmaterial kann durch Entnahme von Rhizomen aus landwärtigen Schilfbeständen, Anzucht der Pflanzen aus Samen oder aus Halmstecklingen gewonnen werden. Rhizomentnahmen sind immer mit einer Schädigung des Mutterbestandes verbunden. Das entnommene Pflanzmaterial kann direkt nach der Entnahme oder mit zeitlicher Verzögerung (ca. 2 Jahre) ausgepflanzt werden (Krauß 1993, Iseli 2006, mündl.). Die Gewinnung von Pflanzmaterial aus Samen erfordert im Anschluss an die Saatsammlung eine ein- bis zweijährige Vorkultur, ehe die Jungpflanzen mit einer Größe von ca. 40 cm ausgepflanzt werden können. Halmstecklinge werden ab Ende Mai bis Mitte Juni durch Schnitt der Schilfhalme am untersten Internodium gewonnen und anschließend 2-3 Jahre kultiviert. In der Ingenieurbiologie wurden zudem mit Röhrichtpflanzen besetzte Kokosmatten entwickelt, die im Substrat verankert werden, sich bislang jedoch in der Freiwasserzone wenig bewährt haben.

Zum Schutz bestehender wie auch neu angesiedelter Schilfbestände vor Wasservogelfraß wird eine Einzäunung der Röhrichte empfohlen.

Für die wissenschaftlich begleitete Erprobung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen des Projektes wurden der Bau von Palisaden (ergänzt um Versuche mit schwimmenden Wellenbrechern), die Einzäunung von Schilfbeständen mit permanenten und mobilen, temporären Zäunen, die Gehölzentnahme und die Wiederansiedlung durch aus autochtonem Saatgut kultivierte Jungpflanzen ausgewählt.

5.3 Analyse aktuell begrenzend wirkender Faktoren und Renaturierungsexperimente

5.3.1 Untersuchungen zu den Effekten der Herbivorie durch Graugänse

Um den Einfluss des Gänsefraßes auf die Schilfentwicklung bewerten zu können, sind verschiedene Methoden zum Einsatz gekommen. Am Trammer See, Kleinen Plöner See und am Großen Eutiner See wurden die Fraßschäden am Schilf am Ende der Mauserzeit vollständig von der Wasserseite aus erfasst. Am Großen Eutiner See wurde die Erfassung von 2006 bis 2008 jährlich wiederholt. In den Jahren 2006 und 2008 wurde die Ausbreitungsfrent der Röhrichte im Herbst mit einem GPS (s. Kap. 4.1) erfasst.

Darüber hinaus erfolgten experimentelle Untersuchungen an eingezäunten Röhrichten. Hierbei sollte ermittelt werden, ob Unterschiede in der Regenerationsfähigkeit nach unterschiedlichen Schäden auftreten. Es wurden unterschiedlich große Anteile der Phytomasse zu Beginn der Mauserzeit Mitte Mai entfernt, Halme über und unter Wasser abgeschnitten sowie die Effekte früher (Mitte Mai) und später (Mitte Juni) Fraßschäden verglichen. Zugleich wurde die Reaktion der Schilfbestände auf einen gleichmäßig im Bestand verteilten Halmverlust mit einem flächig von der Wasserseite aus verursachten Fraßschaden verglichen.

Ergänzend wurde an verschiedenen Gewässern die Raumnutzung der Graugänse analysiert. Die Nutzungsintensität kann anhand der „Köttelanzahl“ auf dem Grünland

näherungsweise bestimmt werden. Die Erkenntnisse über die räumliche Verteilung des Gänsefraßes wurden zur Ableitung eines Beweidungsmodells genutzt, in dem das Wissen über die räumliche Verteilung des Gänsefraßes unter Berücksichtigung verschiedener Faktoren wie Störungsintensität und Futterqualität umgesetzt wird (Salski & Holsten, submitted).

5.3.2 Renaturierungsexperimente

Im Rahmen der seit 2006 durchgeführten Renaturierungsexperimente wurden die Effekte von Gehölzentnahmen, Palisaden und Einzäunungen auf die Vitalität der Schilfröhrichte an verschiedenen Gewässern erfasst sowie Methoden der Wiederansiedlung von Schilf erprobt.

Die Auswirkungen einer erhöhten Lichtverfügbarkeit durch Gehölzentnahme auf die Schilfbestände wurden auf sieben nordexponierten Untersuchungsflächen am Dieksee, Kellersee und Großen Eutiner See anhand morphometrischer Parameter ermittelt. Jeweils die Hälfte einer Untersuchungsfläche wurde zum Schutz vor Fraß durch Wasservögel mit kleinmaschigem Maschendraht eingezäunt. Zudem wurden Messungen der Lichtverfügbarkeit durchgeführt. Ergänzend wurden im Rahmen einer Projektstudie die Effekte (langjähriger) Beschattung auf die Bestandsstruktur der Schilfbestände untersucht (Brunckhorst 2007).

Wellenbrecher in Form von doppelreihigen Palisaden zur Reduktion der mechanischen Belastung wurden an vier Schilfbeständen am Großen Plöner See erprobt. Die Effektivität der Wellenbrecher wurde im Rahmen einer Projektstudie (Freiwald & Seifert 2007) durch Messungen überprüft. Jeweils ein Drittel einer Untersuchungsfläche wurde zum Schutz vor Fraß durch Wasservögel mit Wildzaun (Schutz vor Graugänsen) und mit kleinmaschigem Maschendraht (Schutz vor Blessrallen und Graugänsen) eingezäunt. Die Entwicklung der Bestände wurde anhand morphometrischer Parameter erfasst.

Am besonders stark vom Schilfrückgang betroffenen Großen Plöner See wurden insgesamt zehn kleinflächige Schilfpflanzungen mit autochthonem Pflanzenmaterial an unterschiedlich exponierten Uferbereichen angelegt. Alle Pflanzflächen wurden mit einem Maschendrahtzaun gegen Wasservogelfraß geschützt. Jeweils eine Teilfläche wurde mit einem schwimmenden Wellenbrecher (bestehend aus zwischen Pfosten auf Höhe des Wasserspiegels vertäuten Rundhölzern), eine weitere mit einer Palisade zum Schutz vor mechanischer Belastung versehen. Eine dritte Teilfläche wurde jeweils als Kontrolle ohne einen baulichen Schutz vor mechanischer Belastung verwendet.

6 Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz- und Entwicklung am Großen Plöner See und am Großen Eutiner See

6.1 Beurteilung spezifischer Einflussfaktoren an den Untersuchungsgewässern

6.1.1 Muster im raum-zeitlichen Verlauf des Röhrichtrückgangs

Wasserstände

Am Großen Plöner See sind im Laufe der letzten Jahrzehnte die monatlichen Mittelwasserstände um etwa 10 cm angestiegen: Der mittlere Monats-Mittelwasserstand betrug in den 1960er Jahren noch 20,95 m über NN und zwischen 1996 und 2005 21,05 m über NN. Gleichzeitig sind die niedrigsten Monats-Mittelwasserstände um ca. 20 cm (von 20,65 auf 20,85 m) angestiegen und die Schwankungsamplitude der monatlichen Mittel-Wasserstände sank von ca. 60 cm auf heute nur noch 45 cm (Abb. 7).

Vergleicht man die zeitliche Veränderung des Auftretens von Niedrigwasserständen (Anzahl Monate mit Mittel-Wasserstand unter 20,90 m) mit der Röhrichtentwicklung im Großen Plöner See, so fällt eine deutlich parallele Entwicklung auf: Die Anzahl der Monate mit niedrigen Monats-Mittelwasserständen sinkt im Untersuchungszeitraum von 25 Monaten im Zeitraum 1955-1960, über 15 Monate im Zeitraum 1960-1965 auf nur noch 5 Monate im Zeitraum 1985 bis 1990. Im Zeitraum 1995-2000 wurden entsprechend niedrige Monats-Wasserstände schließlich überhaupt nicht mehr registriert. Parallel zu dieser Entwicklung nahm die Fläche der aquatischen Röhrichte von über 90 ha 1953, über 72 ha (1959) auf 9,3 ha (1989) und schließlich 1,4 ha (2006) ab (Abb. 8).

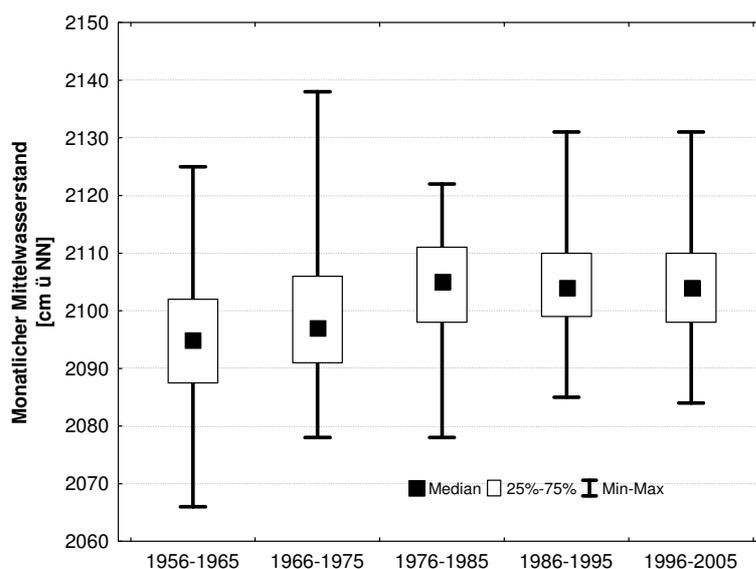


Abb. 7: Schwankung der monatlichen Mittelwasserstände am Großen Plöner See für die Dekaden 1956-1965, 1966-1975, 1976-1985, 1986-1995 und 1996-2005.

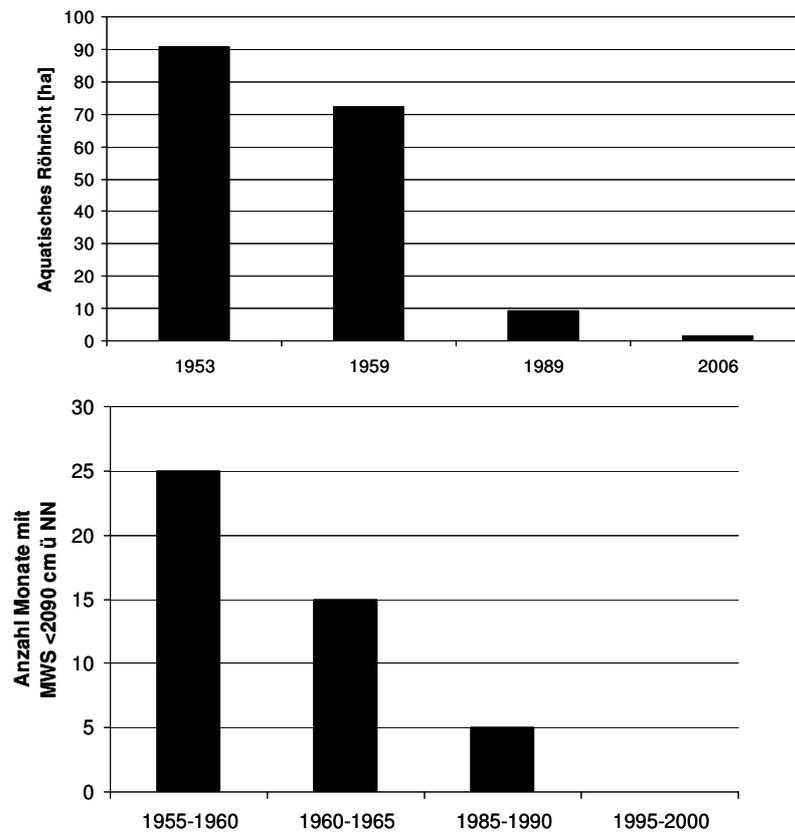


Abb. 8: Veränderung der Röhrichtfläche am Großen Plöner See zwischen 1953 und 2006 sowie Entwicklung der Anzahl Monate pro Jahrfünft (1955-1960; 1960-1965; 1985-1990 und 1995-2000) mit einem mittleren Wasserstand (MWS), der niedriger als 2090 cm ü NN lag.

Im Kellersee, in dem eine Stabilisierung der Röhrichtflächen nach 1991 aufgetreten ist, hat auch die Häufigkeit der Monate mit niedrigem monatlichem Mittel-Wasserstand nach 1989 deutlich zugenommen (Abb. 9).

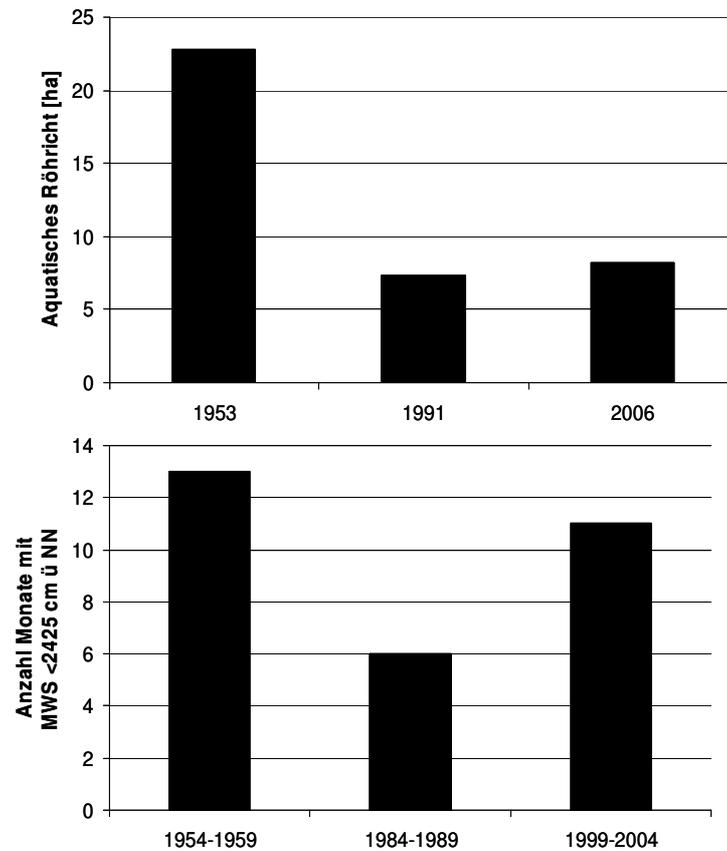


Abb. 9: Veränderung der Röhrichtfläche am Kellersee zwischen 1953 und 2006 sowie Entwicklung der Anzahl Monate pro Jahrfünft (1954-1959; 1984-1989 und 1999-2004) mit einem mittleren Wasserstand (MWS), der niedriger als 2425 cm ü NN lag.

Für die Seen, für die bislang längerfristige Wasserspiegel-Daten ausgewertet werden konnten (Großer Plöner See, Großer Eutiner See und Kellersee), zeigt sich ein deutlich negativer Zusammenhang ($r^2 = 0,72$) zwischen der Anzahl Monate (pro Jahrfünft), in denen der Mittelwasserstand mehr als 10 cm unter dem mittleren Seespiegel lag, und dem Anteil der vorhandenen Röhrichte (Abb. 10).

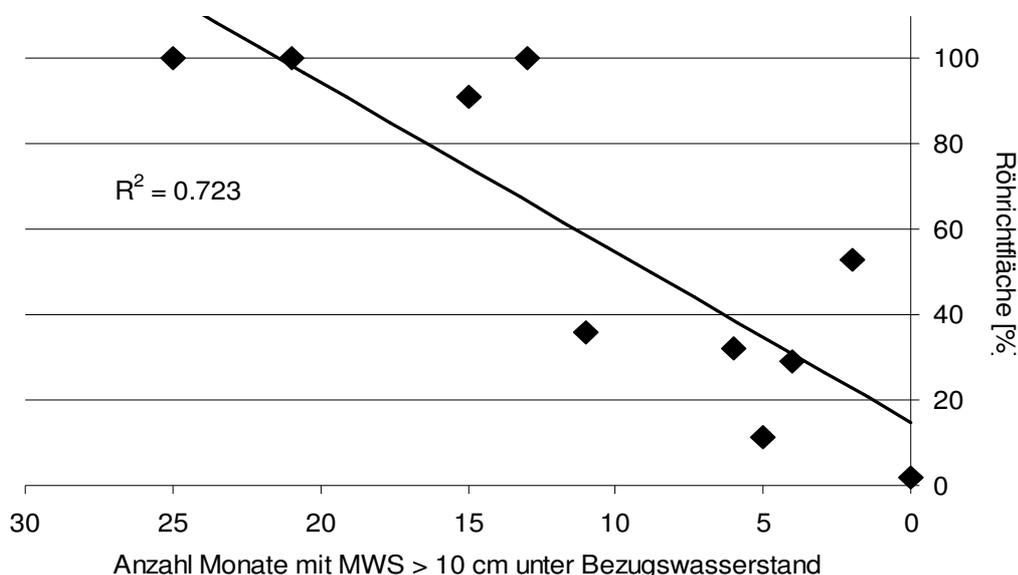


Abb. 10: Zusammenhang zwischen der Anzahl der Monate mit einem mittleren Wasserstand (MWS), der niedriger als 10 cm unter dem Bezugswasserstand lag, sowie dem Anteil der vorhandenen Röhrichtfläche. Eingegangen sind Röhrichtentwicklung und Wasserstandsführung für den Großen Plöner See, den Großen Eutiner See und den Kellersee.

Eutrophierung

Im Rahmen des Projektes Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz wurden keine eigenen Untersuchungen zur trophischen Situation der Gewässer durchgeführt. Vielmehr wurde auf Untersuchungen, die seit über 15 Jahren im Rahmen des Seenbeobachtungsprogramms durchgeführt werden, zurückgegriffen. Die Ergebnisse des Seenbeobachtungsprogramms im Kreis Plön zur Nährstoffbelastung der Untersuchungsgewässer zeigen zunächst, dass sich die Seen hinsichtlich der im Freiwasser während der Herbstzirkulation vorhandenen Konzentration von Nitrat-N und von Phosphat stark unterscheiden. Während der Trammer See vergleichsweise niedrige N- und P-Konzentrationen aufweist, wurden im Kleinen Plöner See etwa 4- bis 6-mal höhere P sowie 2- bis 3-fach höhere N-Konzentrationen festgestellt. Gleichzeitig wird in Abb. 11 deutlich, dass in allen hier dargestellten Seen die mittlere N- und die P-Konzentration in den letzten 15 Jahren stark abgenommen hat (um etwa 25 bis 50%). Die hier dargestellten Werte beziehen sich auf Einzelmessungen (in jedem Jahr während der Herbstzirkulation durchgeführt) aus jeweils fünf Jahren für die bislang vorliegenden Zeiträume 1992-1996, 1997-2001 sowie 2002-2006 (Abb. 11).

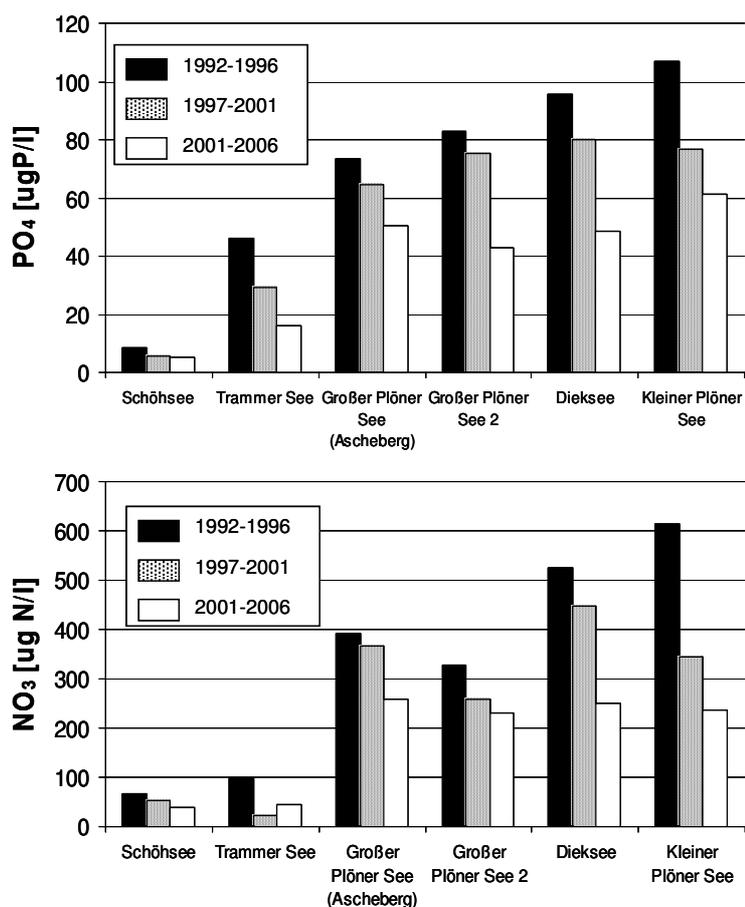


Abb. 11: Entwicklung der Phosphat und Nitrat-N- Konzentrationen im Freiwasser ausgewählter Seen der Holsteinischen Schweiz. Die Messungen wurden jeweils einmal jährlich in jedem See während der Herbstzirkulation durchgeführt. Datenquelle: Seenbeobachtungsprogramm 2002, ergänzt durch pers. übermittelte Daten 2007 .

GIS-basierte Ursachenanalyse

Die Ergebnisse der GIS-basierten Ursachenanalyse für den **Großen Plöner See** zeigen ausgehend von der offenen Wasserfläche einen besonders starken Rückgang der Schilfröhrichte. Der Anteil der röhrichtbestandenen Uferlinie nahm in den untersuchten Zeiträumen deutlich langsamer ab, obwohl es auch hier zu kompletten Ausfällen der Röhrichtbestände kam. Bemerkenswert ist jedoch eine Zunahme der Länge der von Schilfröhrichten bestandenen Uferlinie im Zeitraum 1953-1959. Während einerseits flächige Rückgänge von der Wasserseite her zu verzeichnen sind, fand parallel eine Neuetablierung im ufernahen Flachwasserbereich statt (Abb.12).

Vergleicht man das Ausmaß des Röhrichtrückgangs in Bereichen unterschiedlicher Wassertiefe (Abb. 13) wird ebenfalls ein starker Rückgang an der Ausbreitungsfrent der Schilfbestände ersichtlich. Während in den 1959er Jahren nur leichte Rückgänge in allen Wassertiefen zwischen 0 und 1,5 m auftreten, ziehen sich die *Phragmites*-Bestände zwischen 1959 und 1989 nahezu vollständig aus den tieferen Bereichen zurück, so dass bis 2006 lediglich Vorkommen in einer Wassertiefe von bis zu 0,8 m erhalten bleiben.

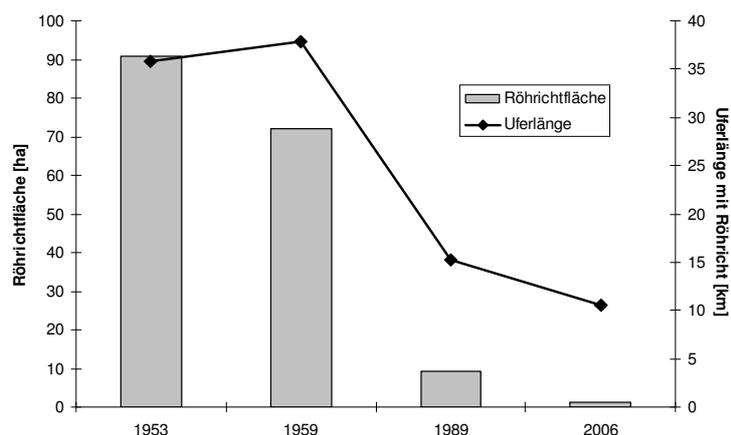


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Röhrichtentwicklung am Großen Plöner See zwischen 1953 und 2006. Dargestellt sind die Röhrichtfläche (in ha) sowie die Uferlänge (in km), an der Röhrichte vorhanden waren. Die röhrichtbestandene Uferlänge wurde aus der Anzahl der Ufersegmente mit Röhricht durch Multiplikation mit der Länge der Ufersegmente (200 m am Festland; 20 m im Inselbereich) berechnet. Da nicht immer das gesamte Ufer eines Ufersegmentes röhrichtbestanden ist, führt diese Berechnung tendenziell zu einer Überschätzung des Anteils des Ufers mit Röhrichten.

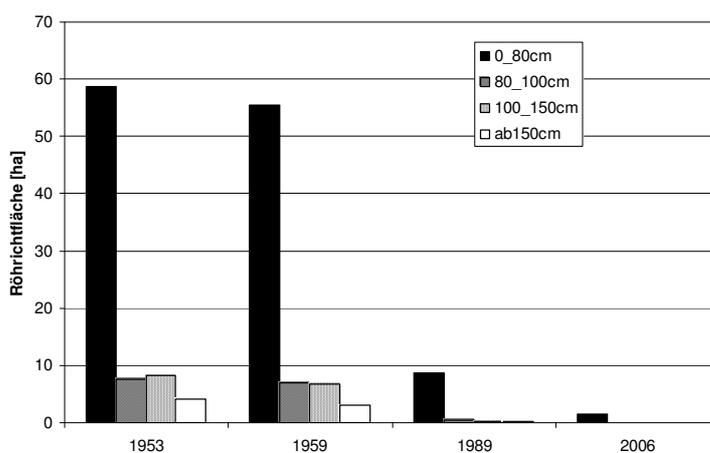


Abb. 13: Zeitlicher Verlauf des Röhrichtrückgangs in unterschiedlichen Wassertiefen 1953-2006 am Großen Plöner See

Abbildung 13 verdeutlicht zudem, dass bereits 1953 der Großteil der vorhandenen Schilfröhrichte in Wassertiefen bis 0,8 m angesiedelt war und somit nur geringe Anteile der geeigneten Flachwasserbereiche von maximal bis zu 1,5 m Wassertiefe besiedelt werden konnten. Wesentliche Unterschiede im Rückgangsgeschehen zwischen Ufersegmenten am Festland oder im Inselbereich konnten nicht festgestellt werden (Abb. 14). Zwar war der Anteil besiedelter Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche im Inselbereich zunächst größer als an den Ufern des Festlandes, doch hat insbesondere zwischen 1959 und 1989 ein verstärkter Röhrichtrückgang im Inselbereich stattgefunden.

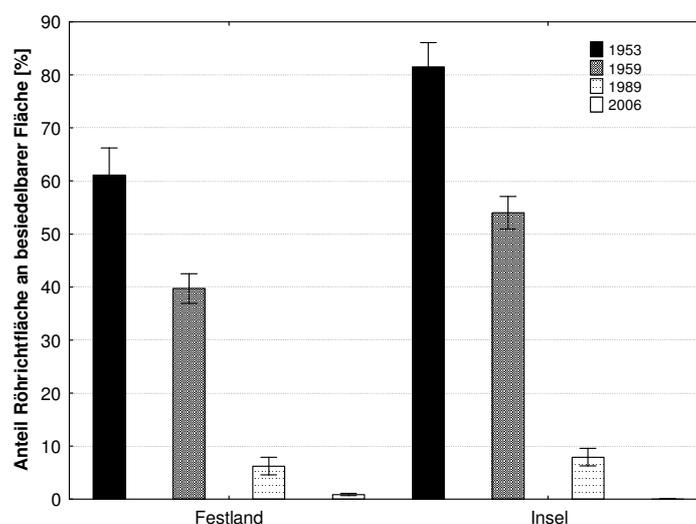


Abb. 14: Zeitlicher Verlauf des Röhrichtrückgangs am Großen Plöner See in Abhängigkeit von der Lage (Festland, Insel). Dargestellt ist der Anteil, den die vorkommenden Röhrichte in Bezug auf die potenziell besiedelbare Fläche pro Ufersegment (bis 1,5 m Tiefenlinie) eingenommen haben. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Nach den in Abb. 15 – Abb. 17 dargestellten Ergebnissen vollzog sich der Schilfrückgang unabhängig von der Lage der Bestände an einer Insel oder am Festland vorrangig an Ufersegmenten mit steiler Ufermorphologie, während an Ufersegmenten mit vorgelagerten ausgedehnten Flachwasserbereichen (> 20 m) ein geringerer Rückgang zu verzeichnen ist. Lediglich beim Vergleich der Entwicklung der Röhrichtfläche zwischen den Jahren 1959 und 1989 tritt auch ein stärkerer Rückgang in Ufersegmenten mit flach verlaufender Ufermorphologie auf.

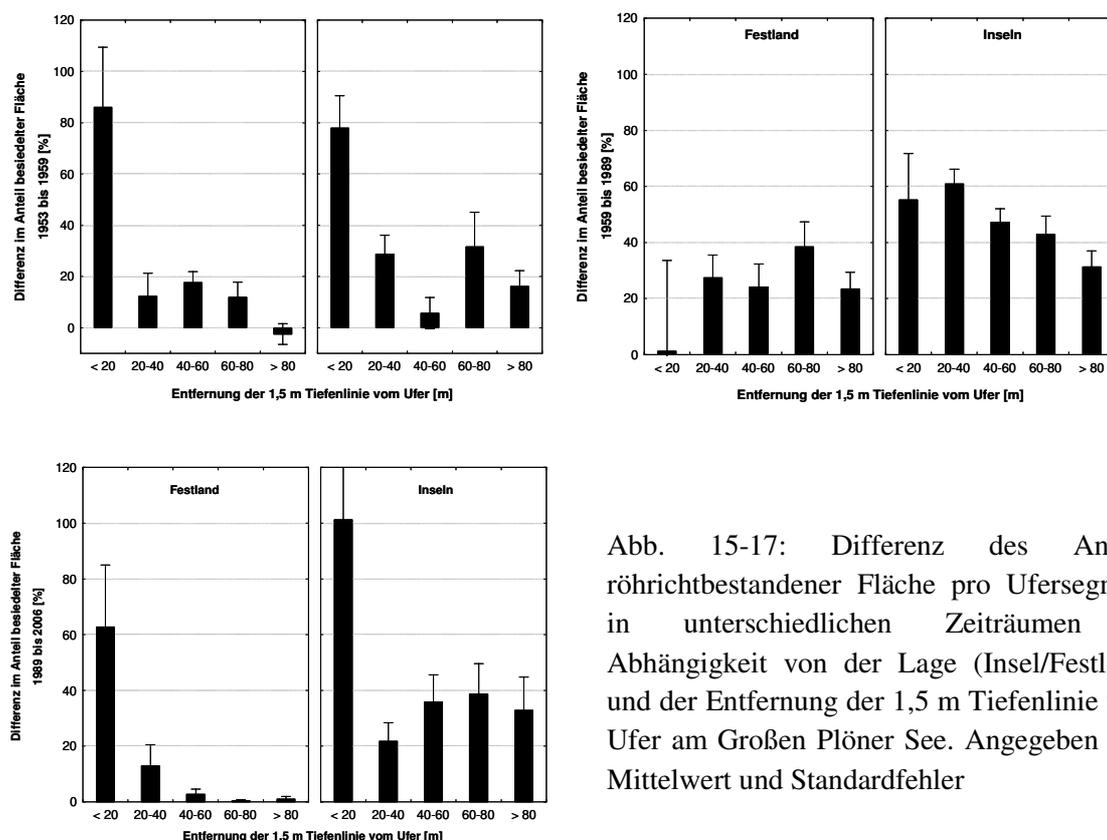


Abb. 15-17: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche pro Ufersegment in unterschiedlichen Zeiträumen in Abhängigkeit von der Lage (Insel/Festland) und der Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer am Großen Plöner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler

Die Annahme, das Rückgangsgeschehen könne aufgrund dieser Ergebnisse mit der Exposition der einzelnen Ufersegmente und der damit häufig einhergehenden Belastung der Schilfröhrichte durch Wind und Wellen korreliert werden, hat sich nicht bestätigt. Zu vermuten wäre, dass an (steilen) Ufern, die z.B. zur Hauptwindrichtung exponiert sind, hohe Wellen auflaufen und mechanische Schäden an den Schilfbeständen hervorrufen. Berechnungen der Wellenhöhe (zehnjährige Maxima, Holsten 2006) zeigen eine hohe Wellenbelastung für die östlichen (also west-exponierten) Uferbereiche des großen Plöner Sees. Nach den Ergebnissen der GIS-basierten Ursachenanalyse sind jedoch gerade in (süd- und nord-) west-exponierten Ufersegmenten im Inselbereich und z.T. auch am Festland, die den in unseren Breiten dominierenden Westwinden ausgesetzt sind, noch 1989 größere Röhrichtbestände aufgetreten (Abb. 18). Auch süd-ostexponierte Bereiche am Festland wiesen bis 1989 Schilfröhrichte auf. Die wenigen rezenten Schilfvorkommen am Großen Plöner See besiedeln Standorte verschiedener Exposition.

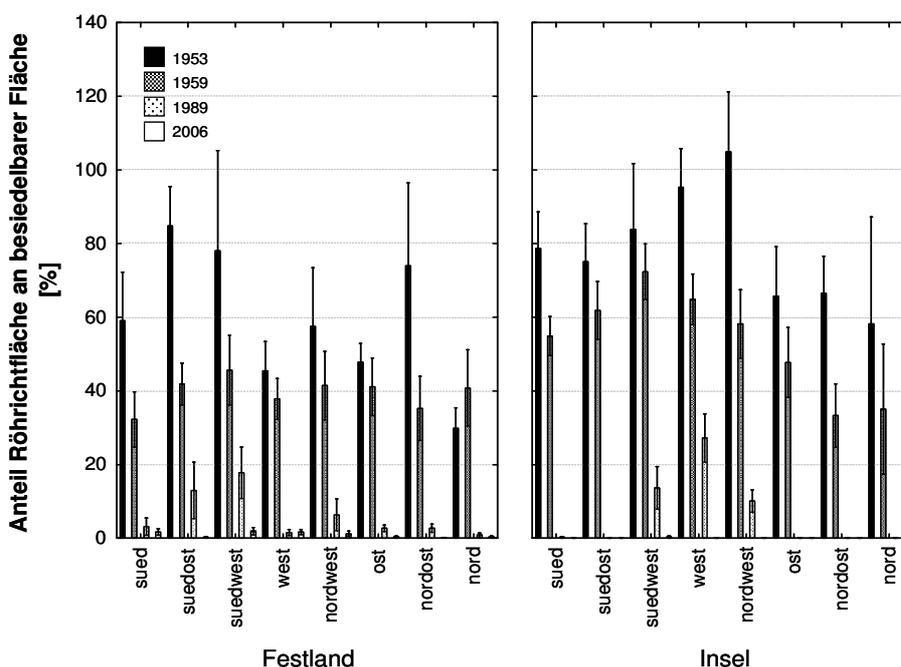


Abb. 18: Anteil der vorhandenen Röhrichtfläche in Bezug zur potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der räumlichen Lage (Insel/Festland) und der Exposition am Großen Plöner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Entsprechend finden sich nach den Ergebnissen der Ursachenanalyse nur wenige Hinweise auf einen Einfluss der Wellenbelastung auf den Rückgang der Röhrichte. Lediglich für den Inselbereich lässt sich ein erhöhter Röhrichtrückgang bei einer Wellenhöhe von etwa 40 cm in dem Zeitraum 1953-1959 zeigen (Abb. 19). In den Zeiträumen 1959-1989 und 1989-2006 und generell für die Ufersegmente des Festlandes konnte kein Zusammenhang zwischen Wellenbelastung und Schilfrückgang festgestellt werden.

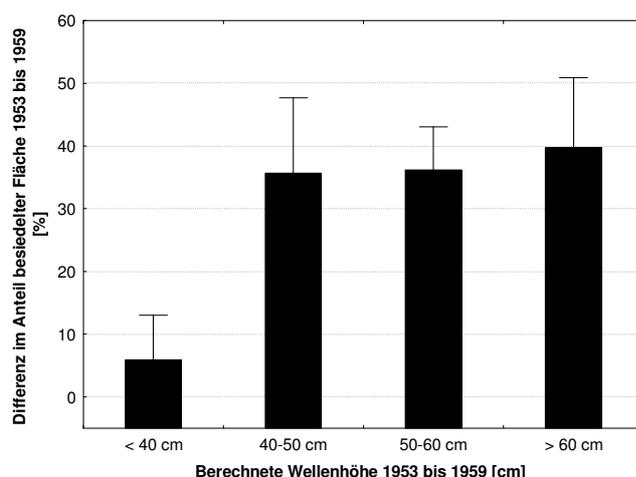


Abb. 19: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der Wellenbelastung im Inselbereich des Großen Plöner Sees. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Einen deutlicheren Einfluss auf den Röhrichtrückgang hatte die Zunahme der Beschattung durch Ufergehölze, die in Abb. 20 dargestellt ist. Während 1953 noch ca. zwei Drittel der Uferlinie des Großen Plöner Sees den Kategorien unbeschattet, gering oder mittel beschattet zugeordnet werden konnten und sehr stark beschattete Uferbereiche gar nicht auftraten, kehrte sich die Situation bis 2004 um, so dass aktuell (sehr) stark beschattete Uferbereiche, in denen besonders starke Röhrichtrückgänge auftreten, am Großen Plöner See dominieren (Abb. 21). Unter Berücksichtigung der Ergebnisse von Brunckhorst (2007), die eine Auflösung der Schilfbestände in bis zu fünf Metern Uferentfernung nach einer etwa 20 Jahre andauernden Beschattung dokumentieren konnte, lässt sich ein durch Beschattung verursachter Röhrichtverlust durch mangelnde Lichtverfügbarkeit von maximal 7,5 ha (entsprechend 8,4 %) ableiten.

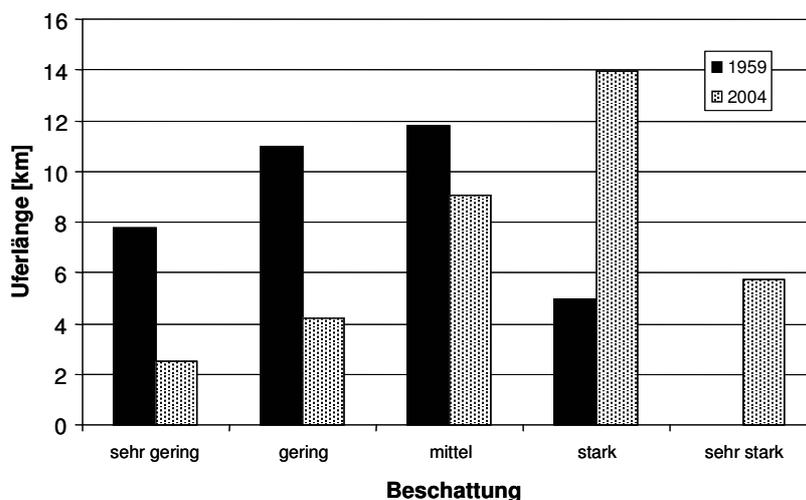


Abb. 20: Veränderung der Beschattung im Uferbereich 1959-2004 am Großen Plöner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler

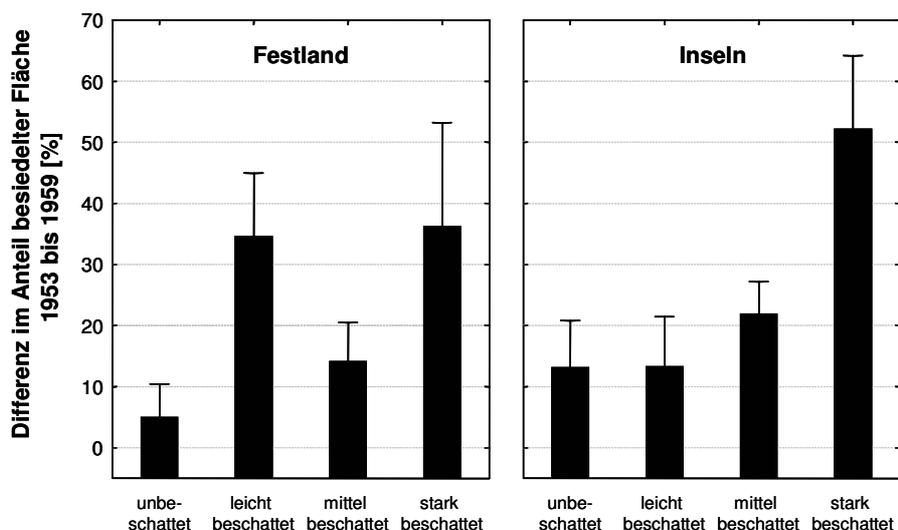


Abb. 21: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der räumlichen Lage (Festland/Insel) und der Beschattung am Großen Plöner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Die Effekte starker Beschattung auf den Rückgang der Schilfröhrichte lassen sich auch bei Analyse des Einflusses der Ufernutzung auf das Schilfvorkommen belegen. In Abb. 22 wird deutlich, dass am Festland im Zeitraum 1959-2006 besonders starke Schilfverluste im Siedlungsbereich und an gehölzbestandenen Ufersegmenten aufgetreten sind.

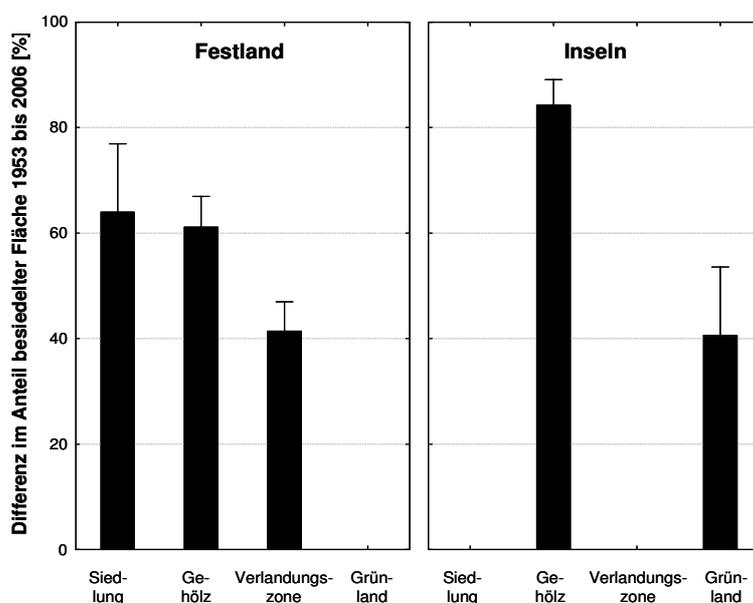


Abb. 22: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der räumlichen Lage (Insel/Festland) und der Nutzung am Großen Plöner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Hier ist jedoch der Anteil der jeweiligen Form der Ufernutzung an der gesamten Uferzone zu berücksichtigen: Siedlungsflächen nehmen am Großen Plöner See eher geringen Raum in Anspruch. Fest verbaute Ufer finden sich quasi lediglich in der Plöner Stadtbucht und in kleineren Abschnitten nahe der Gemeinden Ascheberg, Dersau und Bosau. Gehölzbestandene Ufer bzw. Waldflächen nehmen weite Bereiche bei Nehnten, Ruhleben und auch Ascheberg ein und haben in den vergangenen 50 Jahren stark zugenommen (Abb. 20). Grünlandflächen hingegen treten räumlich nur sehr begrenzt auf. Im Inselbereich zeigt sich ein stärkerer Rückgang an Ufersegmenten mit angrenzenden Gehölzen als an Segmenten mit angrenzender Grünlandnutzung.

Die Ergebnisse der GIS-basierten Ursachenanalyse für den **Großen Eutiner See** weisen ähnlich wie am Großen Plöner See auf einen starken Röhrichtrückgang von der Wasserseite her hin. Die Länge des röhrichtbestandenen Ufers hat hingegen nur unwesentlich abgenommen. Für das Jahr 1991 kann sogar eine leichte Zunahme der Länge des von Röhrichten besiedelten Ufers festgestellt werden (Abb. 23). Totalausfälle wie am Großen Plöner See entlang der Uferlinie sind bislang kaum zu verzeichnen.

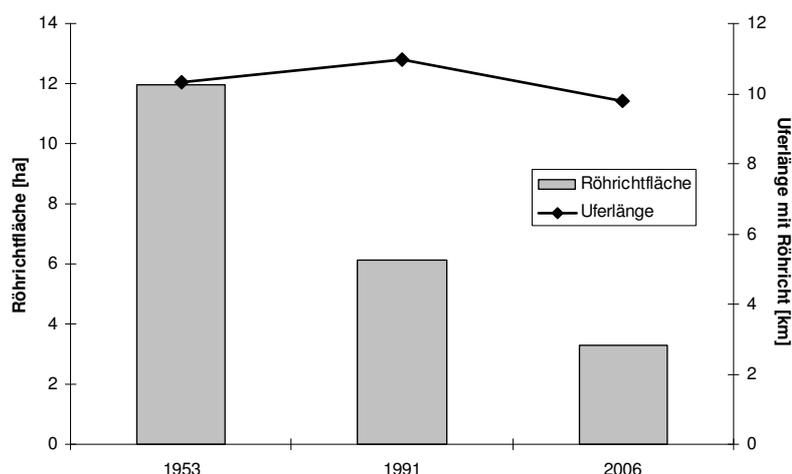


Abb. 23: Zeitlicher Verlauf der Röhrichtentwicklung am Großen Eutiner See zwischen 1953 und 2006 (vgl. Abb. 12). Dargestellt sind die Röhrichtfläche (in ha) sowie die Uferlänge (in km), an der Röhrichte vorhanden waren. Die röhrichtbestandene Uferlänge wurde aus der Anzahl der Ufersegmente mit Röhricht durch Multiplikation mit der Länge der Ufersegmente (200 m am Festland; 20 m im Inselbereich) berechnet. Da nicht immer das gesamte Ufer eines Ufersegmentes röhrichtbestanden ist, führt diese Berechnung tendenziell zu einer Überschätzung des Anteils des Ufers mit Röhrichten.

Der Rückgang der Schilfröhrichte vollzog sich demgemäß auch am Großen Eutiner See frühzeitig in größeren Wassertiefen, was den totalen Ausfall der Röhrichte in großen Wassertiefen bedeutete. Lediglich in den flacheren Uferbereichen treten heute noch Schilfröhrichte auf (Abb. 24). Dies wird auch aus Abb. 25 ersichtlich, die einen ausgeprägten Röhrichtrückgang in Ufersegmenten mit steiler Ufermorphologie zeigt. Bereiche, in denen die 1,5 Tiefenlinie weniger als 20 m von der Uferlinie entfernt liegt, haben somit die stärksten Rückgänge zu verzeichnen.

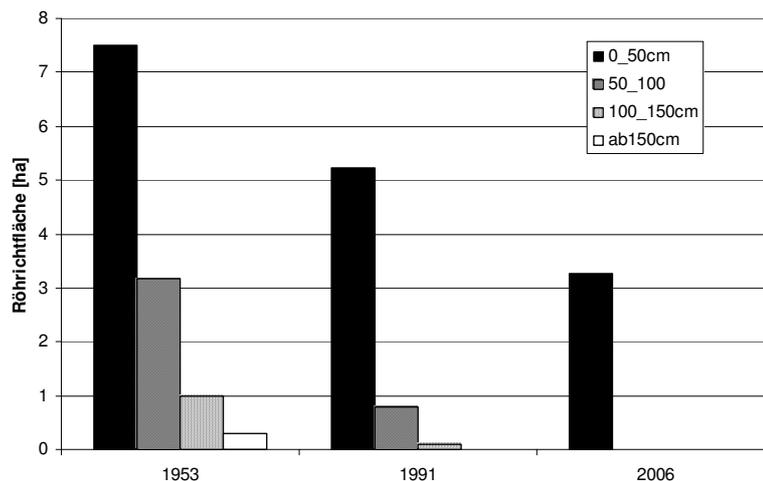


Abb. 24: Zeitlicher Verlauf des Röhrichtrückgangs in unterschiedlichen Wassertiefen 1953-2006 am Großen Eutiner See

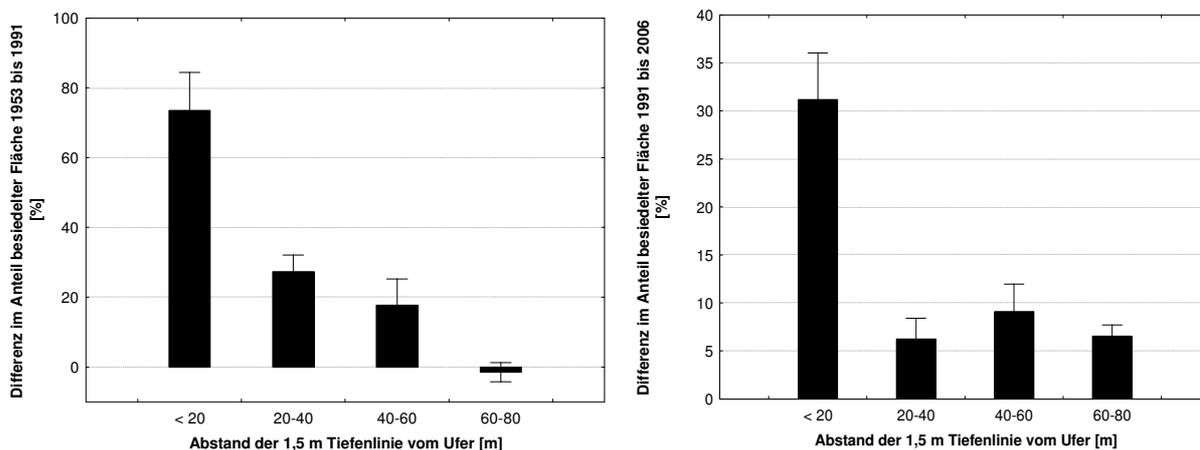


Abb. 25: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der Entfernung der 1,5m-Tiefenlinie zum Ufer am Großen Eutiner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Besonders stark von dem Rückgang der Röhrichte ist der Inselbereich betroffen. Dieser wies 1953 einen hohen Anteil schilfbesiedelter Fläche an der potenziell verfügbaren Fläche auf, der jedoch bis 1991 drastisch auf ca. 30 % zurückging. Bis 2006 kam es zu einem vollständigen Ausfall der Schilfröhrichte im Inselbereich. Entlang der Ufer des Festlandes vollzog sich der Röhrichtrückgang wesentlich moderater, so dass hier aktuell noch ca. der 10 % potenziell besiedelbaren Fläche schilfbestanden sind (Abb. 26).

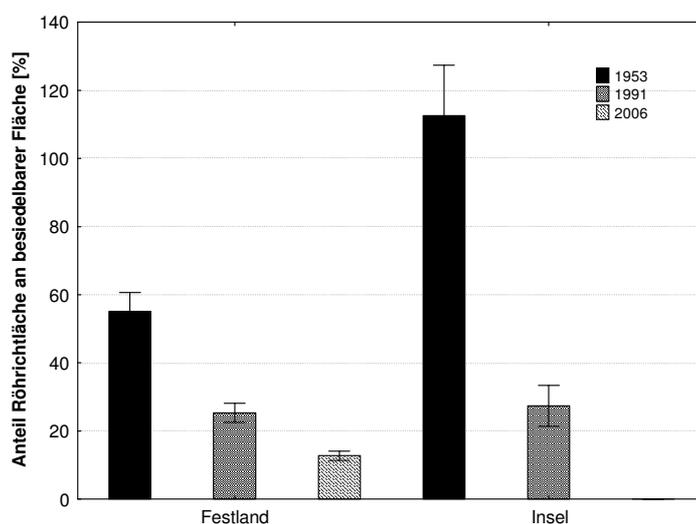


Abb. 26: Zeitlicher Verlauf des Röhrichtrückgangs (Anteil röhrichtbestandener Fläche an potenziell besiedelbarer Fläche pro Ufersegment) in Abhängigkeit von der räumlichen Lage (Festland/Insel) am Großen Eutiner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Im Unterschied zu den Ergebnissen für den Großen Plöner See konnte am Großen Eutiner See ein Einfluss relativ starker mechanischer Belastung auf den Schilfrückgang festgestellt werden. Sowohl in dem Zeitraum 1953-1991 als auch in dem Zeitraum 1991-2004 findet an wellenexponierten Ufersegmenten eine stärkere Regression der Schilfbestände statt (Abb. 27).

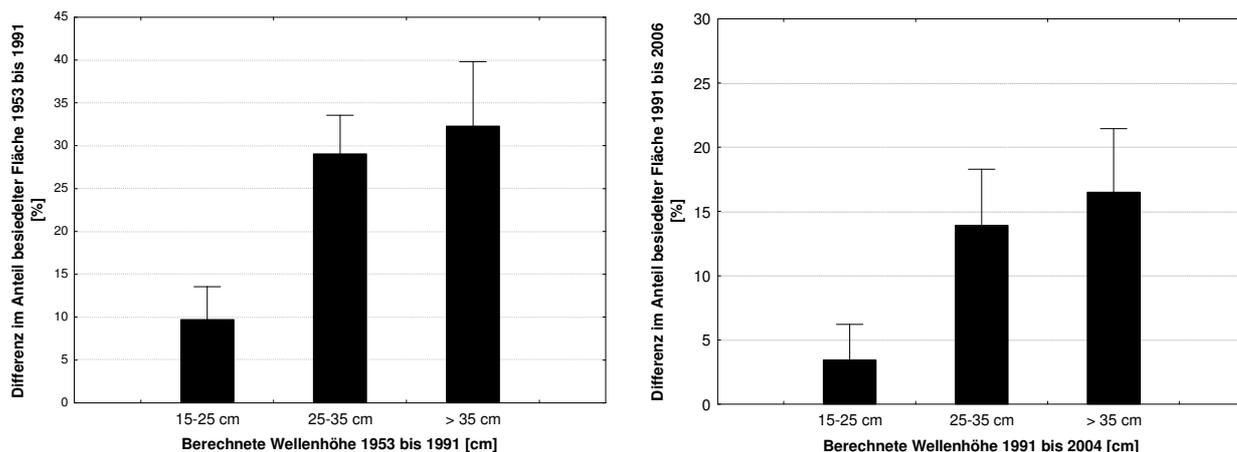


Abb. 27: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der Wellenbelastung am Großen Eutiner See für die Zeiträume 1953 bis 1991 sowie 1991 bis 2004. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Auch am Großen Eutiner See hat der Anteil gehölzbestandener Ufer seit 1953 deutlich zugenommen. Während zu diesem Zeitpunkt ein Großteil der Uferlinie als unbeschattet, gering oder mittel beschattet eingestuft werden konnte, ist die Mehrzahl der Uferbereiche im Jahr 2006 als stark oder sehr stark beschattet einzustufen (Abb. 28).

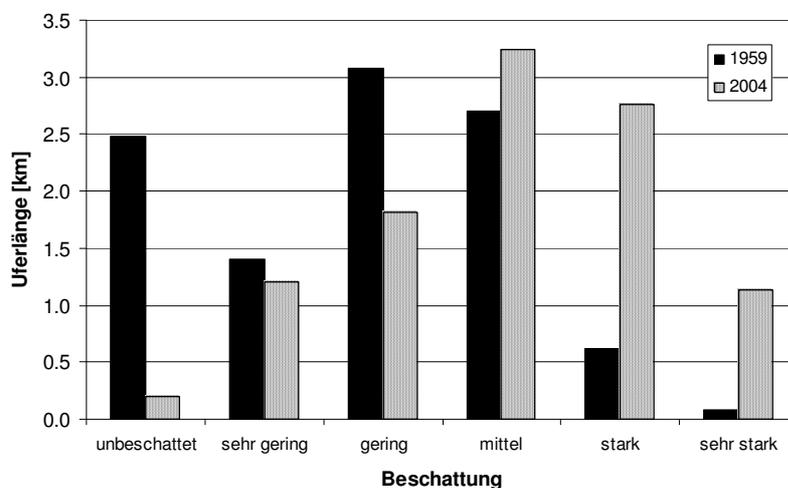


Abb. 28: Veränderung der Beschattung im Uferbereich 1959-2004 am Großen Eutiner See

Insbesondere in den stark und sehr stark beschatteten Uferbereichen sind ausgeprägte Röhrichtrückgänge aufgetreten. In den moderat oder nur gering beschatteten Ufersegmenten sind hingegen geringere Röhrichtrückgänge zu verzeichnen (Abb. 29). Nach den Ergebnissen von Brunckhorst (2007) kann somit angenommen werden, dass seit 1953 maximal 1,6 ha Röhrichtfläche (entsprechend 18,5% des gesamten aufgetretenen Röhrichtrückgangs) durch die zunehmende Beschattung verloren gegangen sind.

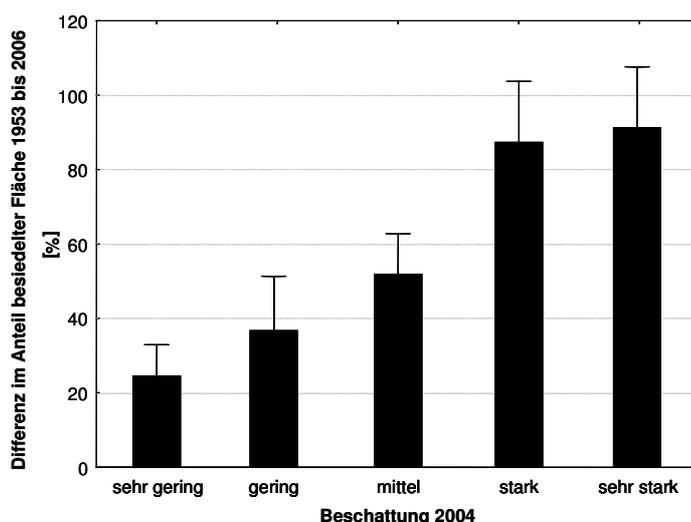


Abb. 29: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der Beschattung am Großen Eutiner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Ein Zusammenhang zwischen der Intensität des Fraßes durch Wasservögel am Schilf und dem Schilfrückgang lässt sich aus Abb. 30 ablesen. Hier ist allerdings zu bedenken, dass der Große Eutiner See erst seit 2002 als Mausegewässer genutzt wird. Eine großflächige Schädigung der Schilfröhrichte kann also erst ab diesem Zeitpunkt eingesetzt haben. Erkennbar wird dennoch, dass in Uferbereichen mit aktuell großen Fraßschäden auch ein stärkerer Schilfrückgang auftritt.

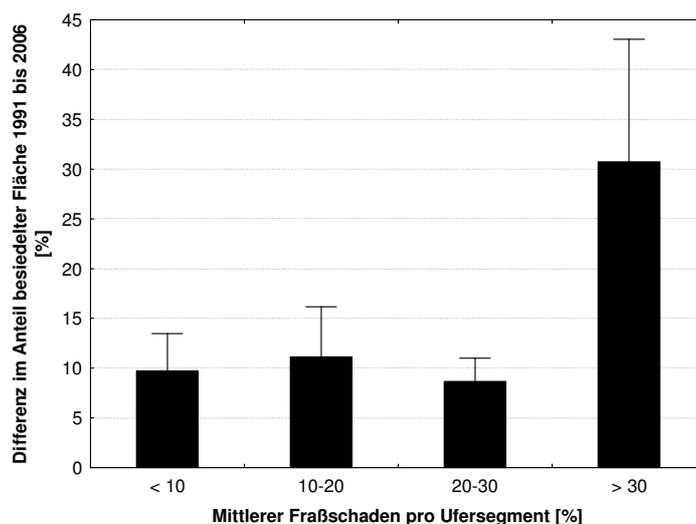


Abb. 30: Differenz des Anteils röhrichtbestandener Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche pro Ufersegment in Abhängigkeit von der Fraßintensität durch Graugänse am Großen Eutiner See. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Für den Großen Eutiner See konnte anhand der über einen Zeitraum von drei Jahren durchgehend vorliegenden Daten zu dem Ausmaß des Gänsefraßes ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Fraß am Schilf und Schilfrückgang hergestellt werden. Dies gilt für das zwischen 2006 und 2008 dokumentierte Rückgangsgeschehen in Abhängigkeit von der Fraßintensität (s. Kap. 6.1.2).

6.1.2 Aktuell begrenzend wirkende Faktoren

Fraß durch Graugänse

Der Fraß von Gänsen am Schilf kann nicht als Auslöser des Schilfrückganges, der im Untersuchungsgebiet lange vor Etablierung einer Mauertradition der Gänse begann, betrachtet werden. Allerdings kann der Fraß durch Graugänse zum Schilfrückgang beitragen. Dabei lässt sich an verschiedenen Seen kein einheitlicher Trend in Bezug auf die Gänsezahlen und den Schilfrückgang erkennen (Tab. 3).

Tab. 3: Entwicklung der Schilfbestände und Zahl der mausernden Graugänse an verschiedenen Gewässern. Angabe der Schilffläche unter Einbeziehung der lockeren und der dichten Schilfbestände.

	Schilffläche in ha			Schilfentwicklung 1991-2006 in %	Ø jährl. mausernder Gänse von 1991 bis 2006	Anzahl Gänse
	1953	1991	2006			
Großer Plöner See	90,1	12,1	2,0	-83		2436
Kleiner Plöner See	15,45	6,6	4,4	-33		238
Dieksee	19,9	4,6	6,2	+ 35		4
Großer Eutiner See	12,0	7,7	5,4	-30		48
Kellersee	22,8	9,0	10,8	+ 20		2
Trammer See	8,5	2,8	3,5	+ 25		192

Auffallend ist die Zunahme der Schilfbestände am Trammer See trotz der hohen Anzahl der mausernder Gänse sowie der starke Rückgang am Großen Eutiner See bei vergleichsweise geringen Gänsezahlen.

Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die nachfolgend gezeigten Ergebnisse, die am Großen Eutiner See ermittelt wurden, nicht für alle Seen des Untersuchungsgebietes gleichermaßen Gültigkeit haben müssen.

Am **Großen Eutiner See** wurde der Gänsefraß am Schilf entlang der gesamten Uferlänge des Sees in drei Jahren erfasst und die Schilffläche 2006 und 2008 von der Wasserseite aus mit einer differentiellen GPS vermessen (s. Kap. 3.1). Die Uferlinie wurde in etwa 50 m lange Ufersegmente unterteilt und für jedes Ufersegment wurde der mittlere dreijährige Fraß in m² sowie die Schilfentwicklung berechnet. Die Berechnung der Spearman-Rangkorrelation für den Zusammenhang zwischen dem dreijährigen durchschnittlichen Gänsefraß und der Schilfflächenentwicklung zeigt einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den Faktoren (Spearman-R: -0,44, p > 0,000).

Eine tabellarische Auswertung der Mittelwerte des Rückganges ist in Tabelle 4 dargestellt.

Tab. 4: Durchschnittlicher Fraß in drei Jahren in % der Schilffläche und durchschnittlicher Schilfrückgang in % der Schilffläche, beispielhaft kategorisiert.

Fraß in %	Ø Schilfrückgang in % Fläche	Fraß in %	Ø Schilfrückgang in % Fläche
1-5	1-10	31-40	36
11-20	17	41-50	45
21-30	34		

Wiederholter Fraß von bis zu 10% der Bestandsbreite führte zu einem durchschnittlichen Rückgang von 15% der Schilffläche. Fraß zwischen 11 und 20% der Schilffläche verursacht 17% Schilfflächenverlust. Höhere Fraßverluste von 21-30% und 31-40% lösen einen Verlust von 34% bzw. 36% Schilffläche aus. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass bei etwa 20% Bestandsverbiss eine Schadensschwelle liegt. Stärkerer Fraß führt zu deutlich größeren Schilfflächenverlusten. Auch die Ergebnisse an den Versuchsflächen (vgl. Kap 5.3.1) zeigten geringe Auswirkungen auf die Entwicklung der Halmzahlen bei Halmverlusten bis 25% der Bestandsbreite, die Mitte Mai stattfinden. Erfolgen die Verluste allerdings regelmäßig Mitte Juni, zeigt eine Reihe von Versuchsflächen nach drei Jahren sehr starke Rückgänge der Halmzahlen.

Um größere Fraßschäden gegen Ende der Mauserzeit zu verhindern, die für das Schilf nachteiliger sind als Schäden zu Beginn der Vegetationsperiode, wird davon ausgegangen, dass Schilfbestandsverluste von insgesamt 15% der Bestandsbreiten an einem See zu geringfügig erhöhtem Schilfrückgang führen und toleriert werden können, Werte von 16-25% werden als längerfristig problematisch angesehen. Fraßschäden an über 25% der Bestandsbreite sollten vermieden werden.

Da auch geringe Fraßverluste von 1-5% zu einem Schilfflächenverlust von 11% geführt haben, ist es wahrscheinlich, dass am Großen Eutiner See auch ohne den Fraß der Gänse ein Schilfrückgang auftreten würde. Es wird davon ausgegangen, dass diese Ergebnisse für empfindliche Schilfbestände gelten, da Schilfbestände an anderen Gewässern scheinbar auch höhere Verluste über einen längeren Zeitraum kompensieren können (z.B. Trammer See).

Gänse können ihren Nahrungsbedarf während der Mauserzeit auch auf Grünlandflächen decken. Somit sinkt der Fraß am Schilf bei Grünlandverfügbarkeit. Die Intensität der Grünlandnutzung durch Gänse hängt wesentlich von der Störungsintensität auf den Grünlandflächen ab, aber auch vom Alter der Vegetation, der Entfernung zum Ufer, dem Vorhandensein oder Fehlen eines Zugangs zum Grünland und in geringem Maß vom Futterwert.

Die Nutzungsintensität durch Gänse auf einer Grünlandfläche kann anhand der Kottelanzahl auf dem Grünland näherungsweise bestimmt werden, in Ausnahmen wird

damit jedoch schwerpunktmäßig die Aufenthaltsdauer auf den Flächen erfasst. Diese Methode wurde u.a. zur Erfassung der Grünlandnutzung durch Graugänse am **Großen Plöner See** genutzt, wobei im Insel- und im Siedlungsbereich nicht alle Flächen erfasst werden konnten. Aerts et al. (1996) ermittelten eine Produktion von 137 Kotteln pro Graugans und Tag, das wären 3836 Kotteln in den 28 Tagen der Mauser. Die Durchschnittliche Anzahl Kotstücke pro m² lag auf allen 141 im Projektgebiet erfassten Flächen bei 4,8 Kotteln pro m², wobei sich die Gänse durchschnittlich 30 m vom Ufer entfernten. Um ihren Nahrungsbedarf während der Mauserzeit vollständig vom Grünland zu decken, braucht eine Graugans etwa 800 m² genutzte Fläche. Bei Störungsarmut waren es regelmäßig 70 m, die sich die Gänse vom Ufer entfernten, in Ausnahmen waren es 100 m. Grundsätzlich konnten auf diesen ungestörten Flächen dann auch höhere Kotraten festgestellt werden, so dass auch 500 m² für die Ernährung einer Gans ausreichen und damit 20 Gänse vollständig während der Mauser von einem ha Grünland ernährt werden könnten. In Abbildung 31 sind die pro ha Grünland ernährbaren Anzahlen mausernder Gänse bei durchschnittlicher und geringer Störungsintensität dargestellt. In völlig ungestörten Bereichen, wie auf Inseln, können auch höhere Nutzungsintensitäten festgestellt werden. Hier ernährt ein ha Grünland bis zu 39 Gänse während der Mauserzeit.

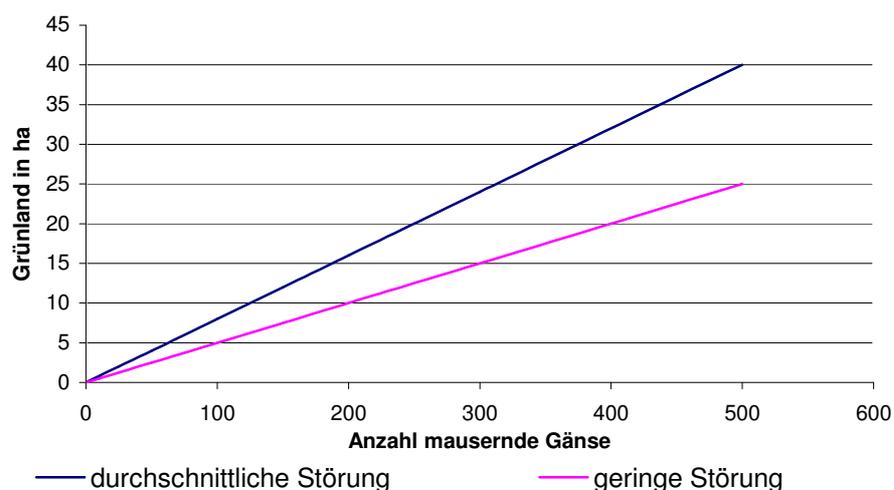


Abb. 31: Pro ha Grünland ernährbare Gänseanzahl während einer 28 Tage dauernden Mauser bei durchschnittlicher und geringer Störung.

Um die Gefährdung von Schilfbeständen durch Gänsefraß zu beurteilen, ist eine Analyse der Raumnutzung der Graugänse zur Mauserzeit erforderlich. Auch wenn die lernfähigen Tiere ihr Verhalten im Einzelfall ändern können und menschliche Störungen an einem See zwischen den Jahren zum Teil witterungsbedingt variieren, ließen sich einige wiederkehrenden Grundmuster an den untersuchten Seen feststellen. Besonders gefährdet sind Schilfbestände

- wenn sie in einer Entfernung von weniger als 1500 m von einer Insel liegen, die von den Gänsen regelmäßig bei Störungen aufgesucht wird.

- wenn sich keine attraktiven Grünlandflächen in der näheren Umgebung befinden. Für die Gänse sind Grünländer dann attraktiv, wenn sie vor der Beweidung durch die Gänse zwischen Mitte Mai und Mitte Juni bereits einmal gemäht oder beweidet wurden. Gleichzeitig sollte sich die Vegetation aus attraktiven Arten zusammensetzen, so dass die Futterwerte zwischen 3-8 liegen (Futterwerte nach Klapp 1965, modifiziert).
- wenn die (menschlichen) Störungen eine geringe oder eine sehr hohe Intensität aufweisen bei gleichzeitigem Fehlen von Grünlandflächen. Bei mittleren Störungsfrequenzen kann keine Gewöhnung beobachtet werden und der Gänsefraß ist geringer. Am Tresdorfer See konnte beobachtet werden, dass sich die Gänse aufgrund des in der Nähe nistenden Seeadlers nicht weiter als 15 m vom Ufer aufs Grünland bewegen und entsprechend stärker am Schilf fraßen. Auf allen anderen Seen konnte trotz regelmäßiger Seeadlerbeobachtungen keine Reaktion im Weideverhalten der Gänse festgestellt werden. Bei geringen Störungsintensitäten werden die Grünlandflächen intensiver genutzt, die Gänse entfernen sich dann bis zu 140 m weit vom Ufer.

Beschattung durch Ufergehölze

Die Entnahme von Ufergehölzen hat sich an den insgesamt sieben ausgewählten Uferbereichen unterschiedlich stark auf die tatsächliche Erhöhung der Lichtverfügbarkeit ausgewirkt. An dicht bewaldeten Uferbereichen mit landwärtig steiler Ufermorphologie kam es durch die kleinräumigen Gehölzentnahmen zu einer Erhöhung der Lichtverfügbarkeit von knapp 10% im Tagesmittel, während an Uferbereiche mit lichterem Gehölzbeständen und landwärtig flacher Ufermorphologie die Lichtverfügbarkeit um bis zu 30% im Tagesmittel erhöht werden konnte. Demgemäß zeigten die Schilfbestände an den Gehölzentnahmeflächen unterschiedlich deutliche Veränderungen in den morphometrischen Parametern. Für die untersuchten Schilfbestände an Gehölzentnahmeflächen ließ sich im Vergleich mit beschatteten Schilfbeständen eine Zunahme der Halmlänge und verbesserte Blatentwicklung feststellen. Besonders deutlich wurden diese Effekte an Einzelflächen mit deutlich erhöhter Lichtverfügbarkeit, wo es auch zu einer Zunahme der Ausbildung von Blütenständen kam (Abb. 32 u. 33).

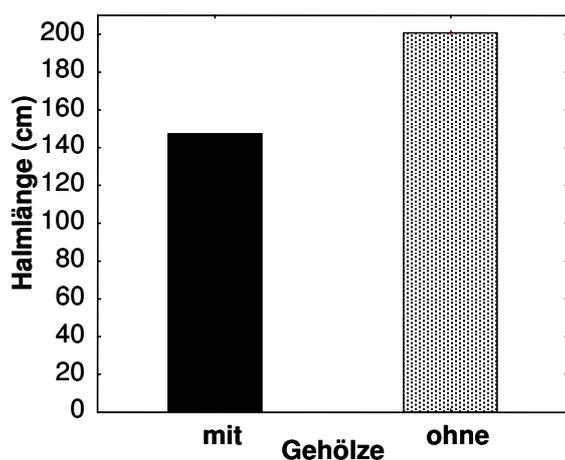


Abb. 32: Effekte der Gehölzentnahme auf die Halmlänge

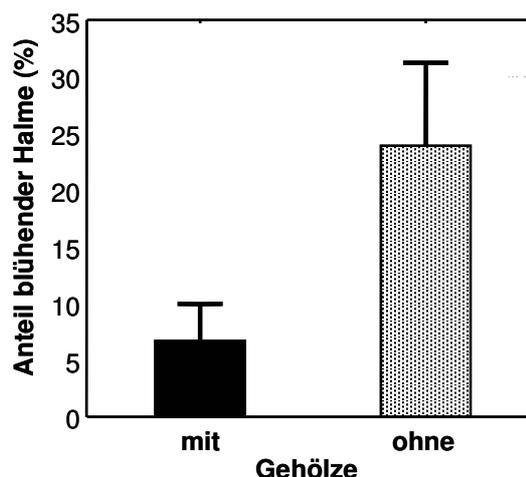


Abb. 33: Effekte der Gehölzentnahme auf die Blütenbildung

Schutz vorhandener Bestände vor mechanischer Belastung

Die Funktionsfähigkeit der Wellenbrecher in Form von Palisaden zeigte sich im Vergleich der Wellenbelastung vor und hinter den Palisaden in einer deutlichen Reduktion der Wellenhöhe hinter den Palisaden (Freiwald & Seifert 2007). Infolge der reduzierten Wellenbelastung wurde hinter den Palisaden eine verstärkte Sedimentation beobachtet.

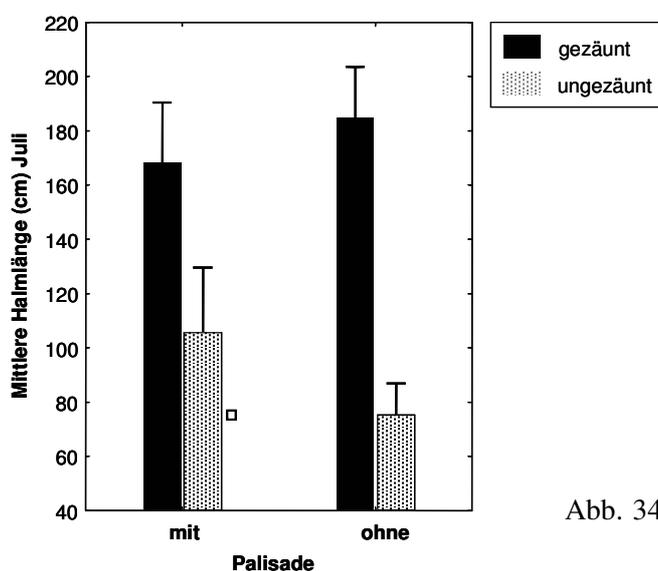


Abb. 34: Effekte der Palisade auf die mittlere Halmlänge.

Die Verringerung der mechanischen Belastung bestehender Schilfröhrichte durch Wellen hatte positive Effekte auf die Bestandesstruktur. Für die durch eine Palisade geschützten Bestände lässt sich - gemessen an der Bestandentwicklung ungeschützter Bestände - unabhängig von der (nicht) vorhandenen Einzäunung eine positive

Entwicklung der Halmlänge feststellen (Abb. 34). Auf den mit einer Palisade geschützten Flächen entwickelten sich ca. 15 cm längere Halme als auf den ungeschützten Flächen. Gleiches gilt für die Anzahl der Blätter pro Halm: Die durch eine Palisade einer verminderten Wellenbelastung ausgesetzten Bestände konnten mehr Blätter pro Halm ausbilden als Bestände in ungeschützten Uferbereichen. Es zeigte sich auch eine verbesserte Regenerationsfähigkeit der vor mechanischer Belastung geschützten Schilfröhrichte nach Schädigung durch Wasservogelfraß an der Bestandsfront.

Wiederansiedlung von Schilf

Nach den Ergebnissen der Wiederansiedlungsversuche mit Jungpflanzen aus autochthonem Saatgut können Schilfanpflanzungen erfolgreich verlaufen, wenn bestimmte Rahmenbedingungen geschaffen werden. Schilfstecklinge, die im Frühsommer ohne Schutz vor mechanischer Belastung in den Uferbereich gepflanzt wurden, hatten eine deutlich geringere Überlebensrate als durch Wellenbrecher geschützte Pflanzungen (Abb. 35). Auch zeigte sich ein stärkeres Längenwachstum der durch einen Wellenbrecher geschützten Schilfpflanzen (Abb. 36). Pflanzungen, die bereits 2006 und 2007 angelegt wurden, befinden sich - die erfolgreiche Etablierung vorausgesetzt - heute in Ausbreitung. Als bester Wellenschutz erwiesen sich dabei wiederum Wellenbrecher in Form von Palisaden. In dem wellenberuhigten Bereich hinter den Palisaden konnte erneut Sedimentation beobachtet werden. Zwar entwickelten sich die Schilfpflanzungen auch hinter schwimmenden Wellenbrechern besser als ohne Wellenschutz, doch erwiesen sich die schwimmenden Wellenbrecher unter Freilandbedingungen als sehr reparaturanfällig, so dass kein dauerhafter Schutz vor mechanischer Belastung gewährleistet werden konnte.

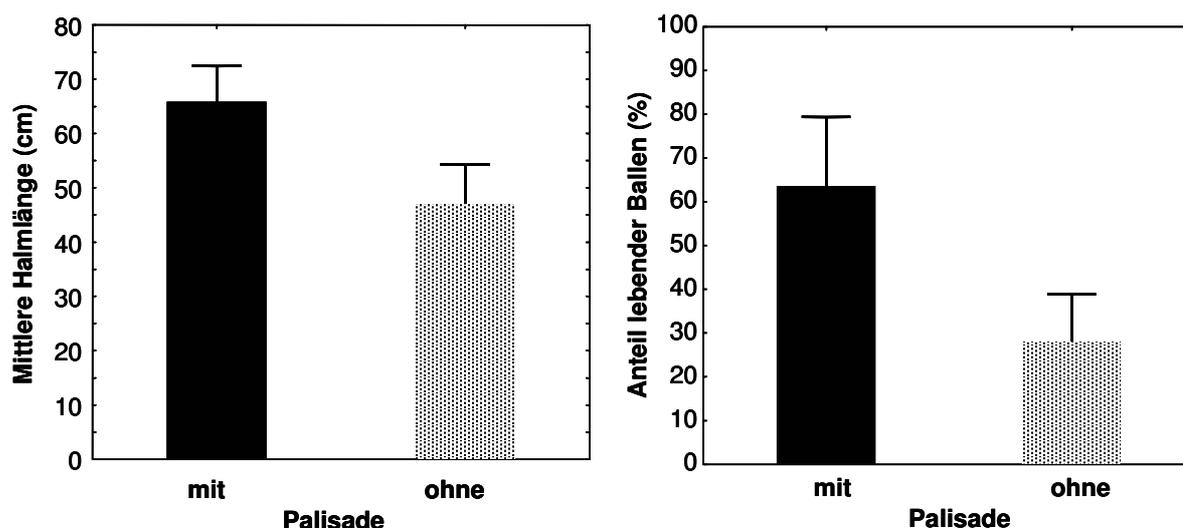


Abb. 35 u. 36: Effekte der Palisade auf die mittlere Halmlänge und den Anteil lebender Ballen auf den Anpflanzungsflächen

6.2 Managementoptionen

Graugänse

Grundsätzlich ergeben sich aus den bisherigen Untersuchungen unterschiedliche Managementoptionen.

- Mahd oder Wiederbeweidung von Grünlandbrachen, wobei die Bestände vorzugsweise erst seit kurzen brach liegen, so dass die Futterqualität aufgrund der Pflanzenartenzusammensetzung hoch ist. Geringe Aussichten auf Erfolg hat die Mahd von Hochstaudenfluren oder Seggenriedern, da deren Pflanzenbestände von den Gänsen als Futter wenig geschätzt werden.
- Reduzierung von anthropogenen Störungen mittlerer Intensität an attraktiven Nahrungsflächen für Gänse. Diese Maßnahmen können die Sperrung von Uferbereichen für Boote sein, die Sperrung von Wanderwegen oder die Abzäunung von Flächen gegenüber freilaufenden Hunden. Bei Orten mit sehr hoher Störungsfrequenz, wie zum Beispiel in der Kieler Innenstadt oder auf Campingplätzen, kann dagegen eine Gewöhnung an menschliche Störungen beobachtet werden.
- In einzelnen Fällen kann die Zäunung von besonders gefährdeten Schilfbeständen erforderlich werden, wobei eine kurzzeitige Zäunung während der Mauserzeit sowie eine feste, dauerhafte Zäunung in Frage kommt.
- Schaffung von Durchgängen zu attraktiven Nahrungsflächen.

Gehölzentnahme

Die Auflichtung von Uferbereichen durch Gehölzentnahme kann eine positive Entwicklung vorhandener Schilfbestände fördern. Das derzeitige hohe Gehölzaufkommen in weiten Uferbereichen insbesondere des Großen Plöner Sees begrenzt die positive Entwicklung bestehender Schilfröhrichte und auch die Etablierung neuer Bestände. Rezente Schilfvorkommen am Großen Plöner See finden sich entsprechend zu 58% in mittel bis gering beschatteten Uferbereichen, die auch unter heutigen Gegebenheiten gute Standortbedingungen bieten.

Unter Berücksichtigung der Untersuchungsergebnisse ist vor Entnahme von Gehölzen eine genaue Prüfung der standörtlichen Gegebenheiten vorzunehmen, wobei insbesondere die Morphologie und die Vegetation angrenzender Uferbereiche beachtet werden sollten, um auch bei kleinräumigen Gehölzauflichtungen eine deutliche Erhöhung der Lichtverfügbarkeit zu erzielen. Um die Lichtverfügbarkeit im Uferbereich längerfristig zu erhöhen, ist zudem ca. 2-3 Jahre nach der Gehölzentnahme ein Rückschnitt neu austreibender Gehölze notwendig. Eine nur kurzfristige Erhöhung der Lichtverfügbarkeit kann keine positiven Effekte auf die Vitalität der Schilfröhrichte haben, da die Bestände erst mit zeitlicher Verzögerung auf die verbesserten Standortbedingungen reagieren.

Schutz vor mechanischer Belastung

Schilfbestände, die einer hohen mechanischen Belastung durch Wellen ausgesetzt sind und evtl. zusätzlich durch Wasservogelfraß geschädigt sind, können durch den Bau von Palisaden in ihrer Entwicklung gefördert werden. Schilfstandorte mit den genannten Belastungen finden sich aktuell kleinräumig am Großen Plöner See und an einigen Uferbereichen des Großen Eutiner Sees. Da der Bau von Palisaden jedoch mit hohen Kosten (ca. 150-200 €/m) und großem logistischem Aufwand verbunden ist, ist abzuwägen, ob die bislang eher als gering einzuschätzenden Effekte reduzierter mechanischer Belastung die Einbringung der Wellenbrecher in der Uferzone rechtfertigen, zumal ein Schutz der Schilfbestände vor einer Schädigung durch Wasservogelfraß auch auf anderem Wege möglich ist (s.o.).

Wiederansiedlung von Schilf

An Gewässern wie dem Großen Plöner See, die aktuell nur noch sehr geringe Schilfvorkommen aufweisen, können Pflanzungen ein Initial für die Etablierung neuer Schilfröhrichte sein. Pflanzungen sollten auch an weniger wellenexponierten Standorten durch Wellenbrecher geschützt werden, da schon relativ niedrige Wellen die Jungpflanzen knicken oder ausspülen können. Also ebenso effektiv wie wartungsfreundlich haben sich dabei Palisaden erwiesen. Aufgrund des sehr geringen Regenerationsvermögens der Schilfpflanzen ist eine Einzäunung der Anpflanzungen zum Schutz vor Wasservogelfraß unerlässlich. Um die Etablierungsbedingungen für die Schilfstecklinge zu optimieren, sollte bei der Auswahl von geeigneten Anpflanzungsflächen auf eine gute Lichtverfügbarkeit geachtet werden.

6.3 Maßnahmenplanung

6.3.1 Bereits umgesetzte Maßnahmen

Auf Grundlage erster Ergebnisse aus der Projektarbeit und in Abstimmung mit verschiedenen Experten des Röhrichschutzes wurden in 2008 bereits vier großflächige Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen am Großen Plöner See umgesetzt.

Schutz vor Fraß durch Wasservögel

Eine großflächige Einzäunung stark durch Wasservögel verbissener Schilfbestände erfolgte über insgesamt ca. 500 m Uferlinie in Waade nahe Bosau im Südosten des Großen Plöner Sees (Abb. 37). Der Schilfbestand wurde mit einem Maschendraht großräumig umzäunt, so dass ein Vorwachsen des Bestandes innerhalb der Zäunung möglich ist.



Abb. 37 : Einzäunung bei Bosau-Waade, Großer Plöner See

Zudem wurden am Großen Plöner See drei großflächige Schilfanpflanzungen angelegt. Insgesamt wurden auf einer Fläche von ca. 2.000 qm ca. 20.000 Stecklingspflanzen ausgebracht. Diese wurden aus im Winter 2005/2006 an verschiedenen Seen der Holsteinischen Schweiz gesammeltem Saatgut kultiviert. Um Unterschiede im Ansiedlungserfolg von Pflanzmaterial unterschiedlicher Herkunft dokumentieren zu können, wurden die Anpflanzungsflächen in gleich große Streifen unterteilt, auf denen die Stecklinge getrennt nach Saatsammelstandort ausgebracht wurden.

Wiederansiedlung am Koppelsberg

Nahe des am Nordufer des Großen Plöner See liegenden Koppelsberges wurden ein langjährig mit einer Spundwand verbauter sowie ein naturnaher Uferabschnitt für die Renaturierung ausgewählt (Abb. 38). Nach Rückbau der Spundwand auf ca. 100 m Uferlänge wurde der vorhandene, ca. 40 cm hohe Absatz zwischen Land- und Wasserfläche durch die Einbringung einer Kiesschüttung ausgeglichen. Sowohl die Kiesschüttung als auch der angrenzende naturnahe Uferabschnitt von ebenfalls ca. 100 m Uferlänge wurden nach der oben beschriebenen Methode bepflanzt (Abb. 39). Neben der angestrebten Renaturierung wurde auf dieser Anpflanzungsfläche ein experimenteller Ansatz verfolgt: Da in vielen Bereichen des Großen Plöner Sees eine deutliche Erosionskante entlang der naturnahen Ufer ausgeprägt ist, soll überprüft werden, ob der Etablierungserfolg der Pflanzen auf einer Uferschüttung (entsprechend einem seichten Übergang vom Land zum Wasser) gegenüber der unmittelbaren Pflanzung in das Sediment bei ca. 10 cm Wassertiefe gesteigert werden kann. Beide Pflanzungen wurden mit einer Einzäunung zum Schutz vor Wasservogelfraß versehen und je zu einem Drittel mit einer Palisade bzw. einem alternativen Wellenbrecher geschützt. Das jeweils letzte Drittel der Flächen sollte ungeschützt verbleiben.



Abb. 38: Anpflanzungsfläche am Koppelsberg, Großer Plöner See, vor Rückbau der Spundwand



Abb. 39: Anpflanzung im naturnahen Uferbereich und auf Kiesschüttung am Koppelsberg, Großer Plöner See

Wiederansiedlung nahe Godau und bei Plön-Fegetasche

Weitere Anpflanzungen wurden in einer Bucht nördlich des Campingplatzes Godau und an einem Uferabschnitt am Gelände der Marine Unteroffiziersschule Plön (MUS) bei Plön- Fegetasche angelegt (Abb. 40 - 42). Während entlang des etwa 100 m langen Uferabschnitts bei Godau vor Beginn der Pflanzung Gehölze zurück geschnitten werden mussten, bot das Ufer an der MUS auf ca. 80 m optimale Lichtverfügbarkeit. Auf beiden Anpflanzungsflächen wurden die Schilfstecklinge nach dem oben beschriebenen System ausgebracht. Die Anpflanzungen wurden großräumig eingezäunt und in beiden Fällen vollständig mit einer Palisade zum Schutz vor der mechanischen Belastung versehen. Besonders der Uferabschnitt an der MUS ist einer hohen Wellenbelastung ausgesetzt. Durch die Anpflanzung an diesem exponierten Uferabschnitt soll erprobt werden, ob die Ansiedlung von Schilfröhrichten auch an Standorten mit hoher mechanischer Belastung dauerhaft möglich ist.

Die Entwicklung der gezäunten Schilfbestände bei Bosau sowie die Etablierung der Schilfstecklinge auf den Anpflanzungsflächen wird künftig durch ein Monitoring dokumentiert.



Abb. 40: Gehölzentnahme an der Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See



Abb. 41: Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See



Abb. 42 : Anpflanzungsfläche nahe Fegetasche, Großer Plöner See, während der Pflanzung

6.3.2 Gewässerspezifische, uferabschnittsbezogene Vorschläge für künftige Maßnahmen

6.3.2.1 Bewertung von Ufersegmenten hinsichtlich ihrer Habitategnung für aquatische Röhrichte

Die im Rahmen der Ursachenanalyse ermittelten Einflussfaktoren wurden in einer Bewertungsmatrix zusammengefasst. Die Habitategnung der einzelnen Ufersegmente für aquatische Röhrichte wurde folgendermaßen bewertet: Zunächst wurde jeder einzelne Einflussfaktor (Ausdehnung der Flachwasserbereiche, Anteil besiedelte Fläche 1953 [Einbeziehung des Anteils besiedelter Fläche 1959 am Großen Plöner See] in Bezug auf die potenziell besiedelbare Fläche, Wassertiefe an der Ausbreitungsfront,

mechanische Belastung durch Windwellen, Nutzung sowie Fraß durch Wasservögel) separat hinsichtlich des Einflusses auf die potenzielle Habitataignung bewertet. Dabei wurden Werte von 1 (sehr gut) bis 4 (schlecht) vergeben. Die Zuordnung der Merkmalsausprägungen zu diesen Bewertungskategorien ist Tab. 5 zu entnehmen. Anschließend wurde eine Gesamtbewertung jedes einzelnen Ufersegmentes vorgenommen: Wird eines der Merkmale in einem Ufersegment mit 4 (schlecht) bewertet, so ergibt sich für die Gesamtbewertung dieses Ufersegmentes auch eine schlechte Habitataignung. Wenn keines der Einzelkriterien mit schlecht (4) bewertet wurde, wurde für die Gesamtbewertung der Mittelwert aus den Einzelbewertungen gebildet. Hierbei kennzeichnet ein niedriger Wert (1 bis 2) eine sehr gute bis gute Habitataignung und ein Wert zwischen 3 und 4 eine mäßige Habitataignung.

Tab. 5: Matrix zur Bewertung aktueller Uferstrukturen hinsichtlich ihrer potenziellen Habitataignung für aquatische Röhrichte

Faktor	Bewertung			
	1	2	3	4
Ausdehnung Flachwasserbereich	> 100 m	50 – 100 m	10 – 50 m	0 – 10 m
Anteil besiedelter Fläche / Segment bis 1,5 m Wassertiefe 1953 (u. 1959)	> 100 %	Bis 100 %	Bis 50 %	Nicht vorhanden
Wassertiefe Ausbreitungsfront	> 1 m	Bis 1 m	Bis 0,80 m	Nicht vorhanden
Mechanische Belastung durch Wellen				
Großer Plöner See	< 40 cm	40 – 60 cm	60 – 80 cm	> 80 cm
Großer Eutiner See	< 25 cm	25 - 40 cm	40 – 50 cm	> 50 cm
Beschattung	unbeschattet	Gering	Mittel	(sehr) stark
Nutzung	Verlandung	Grünland	Gehölz	Siedlung
Wasservogelfraß	0 – 5 %	5 – 15 %	15 – 25 %	> 25 %

Erste Auswertungen zeigten schnell, dass sowohl am Großen Plöner See als auch am Großen Eutiner See derzeit zahlreiche Ufersegmente eine schlechte Bewertung bekommen würden, da die Beschattungssituation als schlecht eingestuft wurde. Da sich der Faktor Beschattung vergleichsweise leicht durch eine Gehölzentnahme ändern lässt und dieser Bericht Handlungsoptionen aufzeigen soll, wurde dazu übergegangen, den Faktor Beschattung nicht in die Gesamtbewertung mit einzubeziehen. Stattdessen wird die räumliche Verteilung der Bewertung der Beschattungssituation in Karten gesondert dargestellt. Ebenfalls ist derzeit für alle Ufersegmente am Großen Plöner See davon auszugehen, dass aufgrund der hohen Gänsedichten ein Fraßverlust an den aquatischen

Röhrichten auftritt, der zu dem Rückgang der Röhrichte beiträgt oder aber die Wiederausbreitung der aquatischen Röhrichte begrenzt. Aus diesem Grund wurde auch der Faktor Fraß durch Wasservögel für den Großen Plöner See nicht in die Gesamtbewertung der Habitateignung für aquatische Röhrichte einbezogen.

In die Ableitung geeigneter uferabschnittsbezogener Maßnahmen flossen zudem Kenntnisse regionaler Strukturen und Erfahrungen aus der Geländearbeit ein. Zudem wurde für die kartographische Darstellung und Empfehlung uferabschnittsbezogener Maßnahmen eine Abstufung vorgenommen: Eine deutliche Verbesserung der Habitateignung eines Ufersegments bei Umsetzung der jeweils aufgeführten Maßnahme ist gegeben, wenn die Durchführung der Maßnahme zu einer um mindestens eine Kategorie verbesserten Gesamtbewertung führt. Allgemein der Verbesserung bzw. der geringen Verbesserung der Habitateignung dienende Maßnahmen führen entsprechend zu keiner verbesserten Gesamtbewertung eines Ufersegments. Vielmehr zielen Maßnahmen dieser Kategorien auf die Manipulation eines grundsätzlich als kritisch für die Vitalität der Schilfröhrichte einzustufenden Faktors, z.B. geringe Verbissschäden durch Wasservögel, an Ufersegmenten mit guter bis mäßiger Habitateignung.

6.3.2.2 Gewässerübergreifende Maßnahmen

Die Ausprägung der Vegetationszonen im Uferbereich wird maßgeblich durch die Wasserstandsführung beeinflusst. Wie unter Punkt 3.1 erläutert, wirkt sich das Auftreten frühsummerlicher Niedrigwasserstände insbesondere positiv auf die vegetative und generative Fortpflanzung und Ausbreitung von *Phragmites australis* aus. Zusätzlich werden Standortfaktoren wie Konkurrenzdruck durch angrenzende Gehölze, Ufermorphologie und Produktionsraten der Schilfbestände durch die Wasserstandsführung beeinflusst, wobei das Auftreten von Niedrigwasserständen mit positiven Effekten auf die Schilfbestände verbunden ist. Die aktuell stark regulierte Wasserstandsführung an den Untersuchungsgewässern lässt im Jahresverlauf jedoch nur geringe Schwankungsamplituden zu und steht wie unter 6.1.1 dargelegt nach derzeitigem Kenntnisstand sehr wahrscheinlich in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Rückgang und der ausbleibenden Regeneration der Schilfröhrichte am Großen Plöner und auch am Großen Eutiner See.

Eine gewässerübergreifend wirksame naturnahe Wasserstandsführung im Verlauf der Schwentine würde die Ausbreitung der Schilfröhrichte im Untersuchungsgebiet langfristig fördern. Aufgrund der unter 3.1. geschilderten vielfältigen positiven Effekte einer dynamischen Wasserstandsführung kann dies als wesentliche Empfehlung aus den Analysen im Rahmen des Projektes abgeleitet werden. Das Zulassen natürlicher oder naturnaher Wasserstände würde den Verzicht auf zahlreiche der nachfolgend beschriebenen Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, die z.T. mit nicht unerheblichen Eingriffen in die sensible Uferzone verbunden sind, bedeuten und wird auch aus diesem Grund als

effektive und sinnvolle Maßnahme für den Röhrichtschutz eingestuft. Für die Regeneration der aquatischen Röhrichte ist dabei nicht nur die mittlere Wasserstandsführung von Bedeutung, sondern vor allem auch das Zulassen von Extrem-Wasserständen. So kann beispielsweise ein (witterungsbedingter oder auch anthropogen gesteuerter) extremer Abfall des Wasserstandes um 60 cm für eine gesamte Vegetationsperiode zu einer erheblichen seeseitigen Ausdehnung der Röhrichtbestände beitragen. Ein einmaliges Auftreten einer solch extremen hydrologischen Situation in einer Dekade sollte dabei ausreichend sein, um eine Stabilisierung der aquatischen Röhrichte zu erreichen.

Die Einführung eines naturnahen Wasserstandsmanagements würde allerdings vermutlich zu Konflikten mit verschiedenen Seeanliegern und Nutzern führen. Abgesehen von Problemen, die an beiden Untersuchungsgewässern im Siedlungsbereich und im Bereich der Landnutzung auftreten können, ist hier für den Großen Plöner See in erster Linie der Betrieb der Ausflugsschiffahrt zu nennen. Der Einsatz des derzeit für Fahrten auf dem Großen Plöner See eingesetzten großen Schiffes könnte unter Umständen durch den Ausbau vorhandener Schiffsanleger in größere Wassertiefen auch bei einer dynamischen Wasserstandsführung gewährleistet werden.

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden bereits zahlreiche Stauwehre im Verlauf der Schwentine durch Sohlgleiten ersetzt. Diese sind so konstruiert, dass der Wasserstand prinzipiell auf der gewünschten Stauhöhe gehalten wird, wobei durch den Einbau seitlicher Wehre Hochwasserspitzen vermieden werden können. Der Ausgleich von Niedrigwasserständen kann jedoch aufgrund fehlender Stauvorrichtungen nicht erfolgen, so dass für viele Gewässer im Verlauf der Schwentine (z.B. Keller- und Dieksee) zukünftig eine größere Wasserstandsdynamik zu erwarten ist. Sowohl am Großen Eutiner als auch am Großen Plöner See wird aber derzeit noch über die Gestaltung der einzubauenden Sohlgleiten diskutiert. Hier ist aus Sicht des Röhrichtschutzes darauf zu dringen, dass auch an diesen Gewässern eine Lösung gefunden wird, die dazu führt, dass es während trockener Sommer (die vermutlich im Laufe der nächsten Jahrzehnte aufgrund des zu erwartenden Klimawandels zunehmen werden) zu einem starken Abfall der Seewasserstände kommt.

6.3.2.3 Gewässerspezifische, uferabschnittsbezogene Vorschläge für künftige Maßnahmen

Die nachfolgend beschriebenen Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte werden in einem begleitenden Kartenband (vgl. Anhang uferabschnittsbezogene Planungskarten) visualisiert, so dass im Folgenden lediglich Übersichtskarten für die beiden Untersuchungsgewässer die räumliche Lage der jeweils beschriebenen Uferabschnitte illustrieren.

Der **Große Plöner See** weist aktuell nur wenige als sehr gut oder gut hinsichtlich ihrer Habitataignung für aquatische Röhrichte zu bezeichnende Ufersegmente auf. Dies gilt umso mehr, als in der vorliegenden Gesamtbewertung die starke Beschattung der

Seeufer ausgeklammert wurde (s. Kap. 6.3.2.1). Die nachfolgende Darstellung der Habitataignung erfolgt anhand der im Rahmen der Luftbildauswertung festgelegten Uferabschnitte (vgl. Kap 3.1.), da die räumliche Verteilung der anhand der GIS-basierten Ursachenanalyse (Kap. 5.1) ermittelten Ufersegmente ähnlicher Eignung nahezu der Abgrenzung dieser Uferabschnitte entspricht (Abb. 43).

Uferabschnitte mit vergleichsweise guter Habitataignung für die Entwicklung aquatischer Röhrichte finden sich vorrangig entlang der ostexponierten Ufer des Großen Plöner Sees bei Nehnten (vgl. Abb 43; Abschnitt 11), im Störland (Abschnitt 12), im westlichen Teil der Ascheberger Bucht (Abschnitt 13 u. 14) sowie im Inselbereich (Abschnitt 14 u. 17) und an der Prinzeninsel (Abschnitt 1). In den westexponierten Uferbereichen ist die Habitataignung für aquatische Röhrichte besonders für die südlich Ruhleben gelegenen Abschnitte 4 und 5 sowie die Abschnitte um Bosau und Stadtbek (Abschnitt 8 u. 9) als gut zu bezeichnen. Ein Teil dieser Uferbereiche ist auch derzeit von Schilfröhrichten besiedelt. Dazu zählen insbesondere der Bereich um Bosau, das Störland, die Hohe Wache nördlich von Ascheberg (Abschnitt 16) und die Rohrrdommelbuch an der Prinzeninsel, die die größten rezenten Schilfvorkommen aufweisen. Weiterhin finden sich kleinere aquatische Röhrichtbestände bei Nehnten sowie zwischen Ruhleben und Waade.

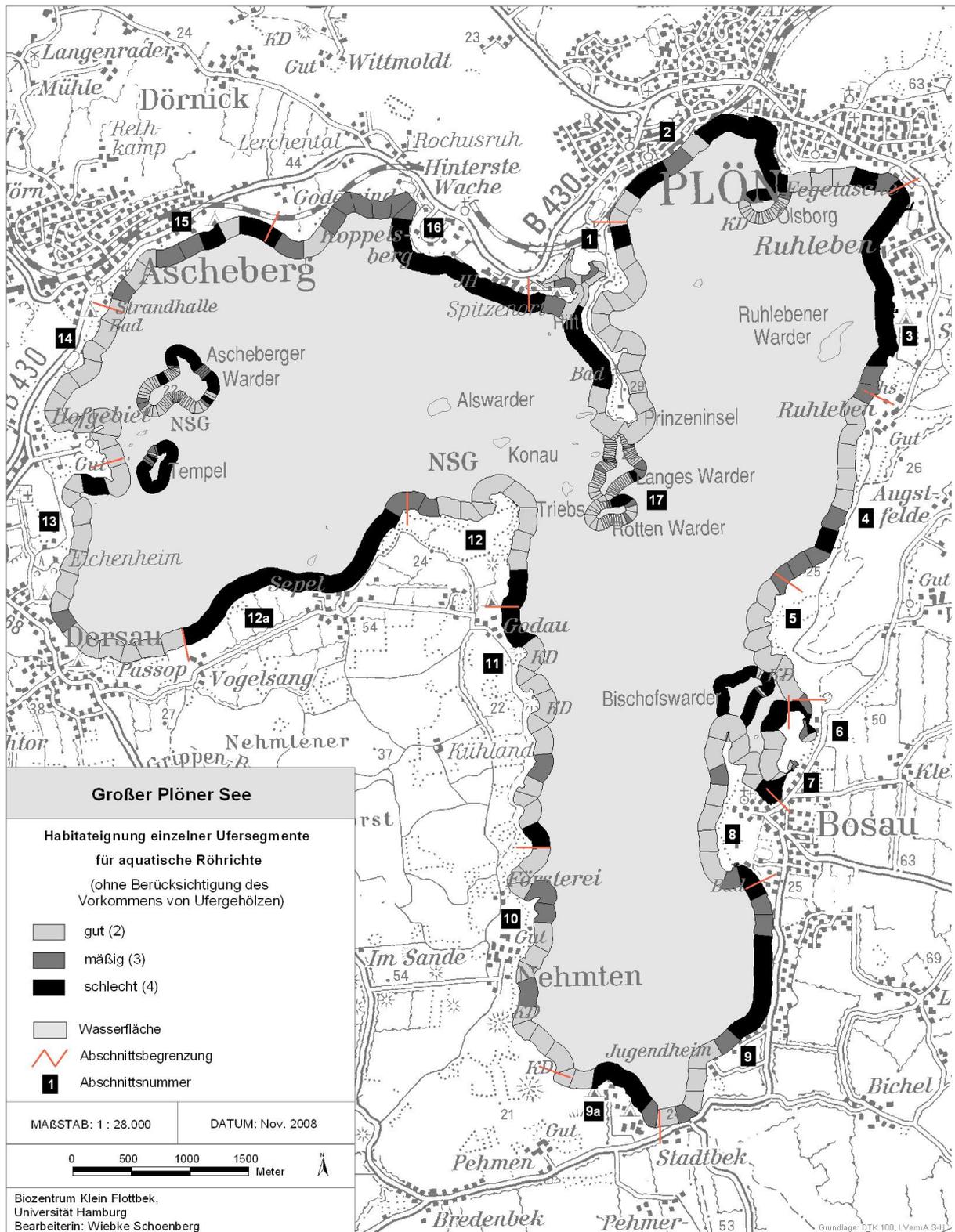


Abb. 43: Bewertung der Habitatsignung einzelner Ufersegmente und Einteilung in Uferabschnitte ähnlicher naturräumlicher Prägung in Orientierung an den Ergebnissen der Luftbildauswertung am Großen Plöner See

Schutz und Entwicklung vorhandener aquatischer Schilfröhrichte am Großen Plöner See

Die nur noch kleinflächig verbreiteten aquatischen Schilfbestände (s. Röhrichtkataster im Anhang) sind bei den insgesamt hohen Gänsedichten einem hohen **Fraßdruck** ausgesetzt. Eine Entlastung der Schilfbestände von diesem Fraßdruck durch die Bereitstellung ufernaher Grünlandflächen ist am Großen Plöner See nur eingeschränkt zu realisieren. Einige Managementoptionen konnten im Lauf der letzten Jahre bereits umgesetzt werden: Während der Projektlaufzeit hat die Stiftung Naturschutz mit der Wiederbeweidung des Störlandes und einer Fläche westlich von Sepel begonnen, wodurch die Attraktivität dieser vormaligen Brachen als Nahrungsflächen für mausernde Graugänse gesteigert werden konnte. Aufgrund eines recht steilen Reliefanstieges in unmittelbarer Ufernähe hat die Fläche bei Sepel jedoch eine geringere Attraktivität für weidende Gänse als es bei einem flachen Relief zu erwarten wäre. Somit werden derzeit nur folgende Möglichkeiten gesehen, um eine Verringerung des Fraßdruckes an den vorhandenen aquatischen Röhrichten zu erreichen:

- Mahd des Bischofswarders, auf dem sich das Jakobsgreiskraut (*Senecio jacobea*) stark ausgebreitet hat. Diese Pflanze wird weder von den Rindern noch von den Gänsen gefressen und ein Rückgang ihrer Deckung auf dieser extrem störungsarmen Fläche könnte zu einer intensiveren Nutzung durch die Graugänse und somit zu einer Entlastung der aquatischen Röhrichte beitragen.
- Wiedernutzung des brach liegenden Grünlandes am Bischofssee: Die Nahrungsmenge könnte bei durchschnittlicher Störungsintensität etwa 19 Gänse vollständig während der Mauserzeit ernähren, bei geringer Störungsfrequenz könnten es etwa 70 Gänse sein.
- Einzäunungen aquatischer Röhrichte. Mit Einzäunungen wurden am Großen Plöner See gute Erfahrungen gemacht. Durch Einzäunungen lässt sich zuverlässig der Fraßdruck vermindern, so dass sich die Röhrichtbestände regenerieren können. Einzäunungen können jedoch nur für den Bereich um Bosau und kleinere Bestände nahe Nehnten empfohlen werden, da sowohl das Störland als auch die Rohrdommelbucht aufgrund der Sedimenteigenschaften (Torf bzw. Mudde) schwer zugänglich sind, was den Bau von Zäunungen wesentlich erschwert.

Die kleinräumig verbreiteten Schilfbestände bei Bosau/Waade (Abschnitt 6), bei Nehnten (Abschnitt 11) und im Nordosten der Prinzeninsel (Abschnitt 1) sind einer starken Beschattung durch Ufergehölze ausgesetzt. Durch die Entnahme bzw. den Rückschnitt der **Ufergehölze** in diesen Uferabschnitten könnte die Vitalität der Bestände gefördert werden.

Die bislang erzielten Erfahrungen mit dem Bau von Wellenbrechern (Palisaden) vor bestehenden aquatischen Röhrichtbeständen am Großen Plöner See lassen es zum jetzigen Zeitpunkt als nicht notwendig erscheinen, entsprechende Bauwerke auch vor anderen aquatischen Röhrichtbeständen zu errichten. Vielmehr sollte im Rahmen eines Monitorings die mittel- und langfristige Entwicklung von aquatischen Röhrichten mit

und ohne Wellenbrechern am Großen Plöner See weiter verfolgt werden, um gegebenenfalls zu einem späteren Zeitpunkt zuverlässigere Aussagen über die Wirksamkeit und die Notwendigkeit von Wellenbrechern für den Schutz und die Entwicklung der aquatischen Röhrichte treffen zu können.

Wiederansiedlung von Schilfröhrichten

Da Schilfröhrichte am Großen Plöner See nur noch vereinzelt auftreten, ist – sofern kein dynamisches Management der Wasserstandsführung zu realisieren ist – die Wiederansiedlung von Schilfröhrichten durch Anpflanzung an ausgewählten Standorten eine wichtige Option.

Ausgehend von der Annahme, dass eine Besiedlung der Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees mit aquatischen Schilfröhrichten vorrangig auf ehemaligen Schilfstandorten erfolgen sollte, da diese die potenziell beste Habitateignung bieten müssten, können aktuell nur wenige Uferbereiche für die Durchführung von Anpflanzungen empfohlen werden. Nachteilig wirkt sich dabei die in nahezu allen Uferabschnitten auftretende Beschattung aus, so dass vor der Umsetzung von Maßnahmen zur Wiederansiedlung in diesen Uferabschnitten generell eine **Gehölzentnahme** notwendig wäre. Besonders die ehemals schilfbestandenen Uferabschnitte bei Nehnten (Abschnitt 11), bei Dersau und Ascheberg (Abschnitt 13 u. 14) sowie die Ufer der Prinzeninsel (Abschnitt 1) und südlich von Ruhleben (Abschnitt 3 u. 4) sind durch hohes Gehölzaufkommen im Uferbereich stark beschattet und unter diesen Bedingungen nur eingeschränkt für eine Wiederbesiedlung mit Schilf geeignet. Unter der Prämisse der Gehölzentnahme kann eine Wiederbesiedlung ehemaliger Schilfstandorte für die Bereiche südlich von Ruhleben, bei Nehnten und südlich bzw. nördlich von Ascheberg (Abschnitt 14 u. 16) erfolgreich sein. Gleiches gilt für den Inselbereich südlich der Prinzeninsel (Abschnitt 17) und den Ascheberger Warder. Wenig Wiederbesiedlungspotenzial bieten hingegen trotz generell guter Eignung einige ehemalige Schilfstandorte in Siedlungsnähe, wie z.B. im Ortsbereich von Dersau oder in der Plöner Stadtbucht (Abschnitt 13 u. 2). Diese Uferbereiche sind heute durch Anlage von Uferwegen und Einbringen von Steinschüttungen kaum für eine Wiederansiedlung von Schilf geeignet, da eine Ausbreitung der Bestände lediglich zur Wasserseite hin erfolgen könnte, eine landwärtige Ausbreitung aber nicht möglich ist (s. Kap. 3.5). Während in der Plöner Stadtbucht aufgrund der steilen Ufermorphologie geringe potenziell besiedelbare Fläche für Schilfröhrichte zur Verfügung steht, sollten umfangreiche Rückbaumaßnahmen im Uferbereich mit nachfolgender Schilfpflanzung vorrangig im Siedlungsgebiet der Gemeinde Dersau durchgeführt werden, da die dort auftretenden Flachwasserbereiche eine großräumigere Ausbreitung der Röhrichte ermöglichen.

Unter Einbeziehung von Uferabschnitten, die in der Vergangenheit nicht mit Schilf bestanden waren, wären weitere Uferabschnitte für eine Wiederbesiedlung mit Schilf geeignet. Dazu zählen insbesondere Inseln wie der Bischofswarder und der Ruhlebener

Warder (Abschnitt 8 u. 3) und die Uferbereiche zwischen Sepel und Dersau (Abschnitt 12a), die ausgedehnte Flachwasserbereiche aufweisen, sowie die Uferabschnitte südlich von Bosau und der Bereich bei Stadtbek (Abschnitt 9 und 8a), deren Flachwasserbereiche zwar schmaler ausgeprägt sind, jedoch in weiten Teilen einen nur geringen Gehölzbestand aufweisen.

An einem Gewässer mit starker mechanischer Belastung wie dem Großen Plöner See sollten Schilfpflanzungen immer mit einem Wellenschutz in Form einer Palisade versehen werden. Aufgrund des geringen Nahrungsangebotes für Graugänse an dem Gewässer muss zudem eine Zäunung der Anpflanzungen erfolgen.

Die Situation am **Großen Eutiner See** unterscheidet sich grundlegend von der am Großen Plöner See. An diesem Gewässer sind insbesondere entlang des Nordufers in der Mehrzahl der Ufersegmente aquatische Schilfröhrichte entwickelt. Aus diesem Grund sind am Großen Eutiner See keine Anpflanzungen erforderlich. Vielmehr sollten Maßnahmen ergriffen werden, um den Schutz und die Entwicklung der vorhandenen Röhrichte zu gewährleisten. Die nachfolgende Darstellung der aktuellen Bedingungen erfolgt anhand der im Rahmen der Luftbildauswertung (vgl. Kap. 3.1) festgelegten Uferabschnitte, da die räumliche Verteilung der anhand der GIS-basierten Ursachenanalyse ermittelten Ufersegmente ähnlicher Eignung nahezu der Abgrenzung der Uferabschnitte entspricht (Abb. 44).

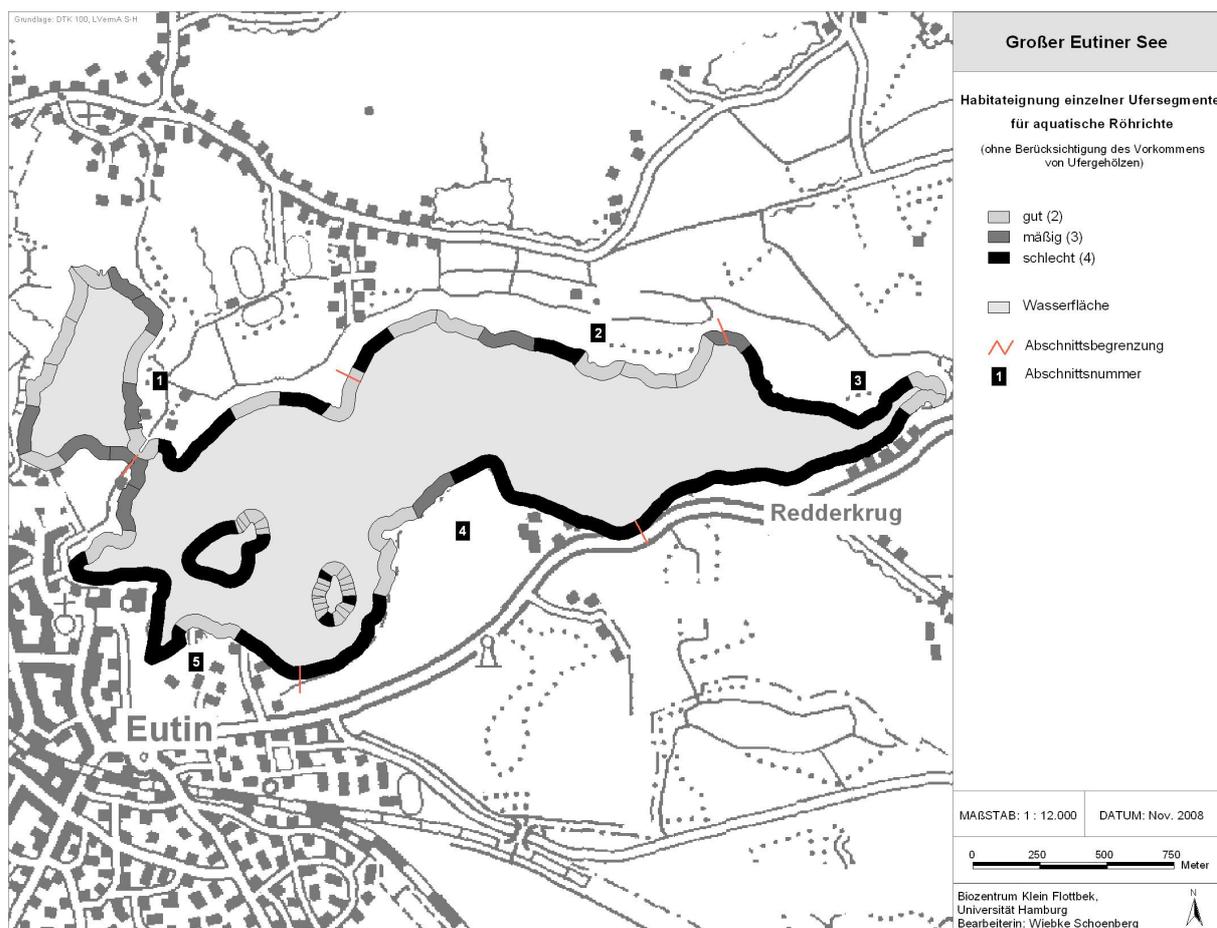


Abb. 44: Bewertung der Habitateneignung einzelner Ufersegmente und Einteilung in Uferabschnitte ähnlicher naturräumlicher Prägung in Orientierung an den Ergebnissen der Luftbildauswertung am Großen Eutiner See

Schutz und Entwicklung von aquatischen Schilfröhrichten

Abb. 44 zeigt, dass die Habitateneignung für aquatische Röhrichte am Großen Eutiner See vor allem in den südlichen Uferabschnitten überwiegend als schlecht einzustufen ist. Ufersegmente mit mäßiger bis guter Habitateneignung für aquatische Schilfröhrichte treten mit Ausnahme der westlichen Spitze von Pulverbeck (Abschnitt 4) vorrangig am Nordufer, in den nordexponierten Flachwasserbereichen der Inseln sowie in dem stadtnahen kleinen Seebecken auf. Auch im Osten des Großen Eutiner Sees finden sich noch Standorte mit guter Habitateneignung.

Negativ wirkt sich auch hier die in der Gesamtbewertung der Habitateneignung für aquatische Röhrichte nicht berücksichtigte starke Beschattung nahezu aller Uferbereiche aus (vgl. Anhang uferabschnittsbezogene Planungskarten), so dass mit Ausnahme des kleineren Seebeckens nahe des Eutiner Stadtgebietes seeumfassend **Gehölzentnahmen** zu empfehlen sind.

Die wasserseitige Ausbreitung der Schilfröhrichte wird durch das geringe Vorkommen ausgedehnter **Flachwasserbereiche** begrenzt. Uferabschnitte mit flacher Ufermorphologie in dem kleinen Seebecken bei Eutin, entlang des Nordufers und westlich von Pulverbeck (Abschnitte 5a, 1, 2 u. 4) weisen in den 1950er Jahren und auch heute Schilfröhrichte größerer Ausdehnung auf. Diese unterliegen vor allem am Nordufer (Abschnitt 2 u. 3) einer vergleichsweise hohen mechanischen Belastung durch Wellen. Eine ähnlich hohe Wellenbelastung liegt ebenfalls in Abschnitt 3 am Südufer vor. Insbesondere an den zusätzlich stark durch Wasservogelfraß beeinträchtigten Abschnitten des Südufers ist ein Zusammenwirken beider Faktoren wahrscheinlich. Die **mechanische Belastung** durch Wellen kann generell durch den Bau von Wellenbrechern (vgl. Kap. 5.2) begrenzt werden. Da der Hauptbelastungsfaktor an den südlichen Uferabschnitten (Abschnitte 4 u. 5) jedoch in dem starken Verbiss durch Graugänse zu sehen ist, sollten in diesen Uferbereichen Maßnahmen im Vordergrund stehen, die den Fraßdruck vermindern können.

Der Große Eutiner See bietet allerdings nur eingeschränkt Möglichkeiten, den **Fraß** an den aquatischen Röhrichten durch eine Zunahme des Grünlandangebotes zu verringern. Am Südufer befindet sich eine Grünlandbrache, die bei einer erneuten Nutzung von den Gänsen beweidet werden könnte. Da die Fläche vom See durch einen Wanderweg getrennt ist, ist die Entlastungswirkung durch alleinige Wiederaufnahme einer Grünlandnutzung wahrscheinlich gering. Es wird damit gerechnet, dass sich die Graugänse aufgrund der durch die Nutzung des Wanderweges verursachten unregelmäßigen Störungen nicht mehr als 30 m vom Ufer entfernen würden und somit nur einen geringen Teil der zu Verfügung gestellten Grünlandfläche als Äsungsfläche nutzen würden. Um die Attraktivität der Fläche für die Gänse zu erhöhen, könnte eine Sperrung des Wanderweges zwischen Mitte Mai und Ende Juni erwogen werden. Diese Maßnahme würde wahrscheinlich auch die Beweidungsintensität auf weiteren Grünlandflächen im Südosten des Sees erhöhen, die derzeit nur von Graugans-Brutpaaren mit Jungtieren genutzt werden. Die räumlichen Auswirkungen dieser Maßnahme (Aufnahme der Grünlandnutzung in Kombination mit Sperrung des Wanderweges während der Mauserzeit) wurden mit Hilfe des entwickelten Beweidungsmodells (vgl. Kap 5.3) prognostiziert. Das Ergebnis der Modell-Berechnungen ist für die Bereiche des Großen Eutiner Sees, in denen sich die Fraßintensität an den aquatischen Röhrichten dann ändern würde, in Abb. 45 dargestellt. Prinzipiell würde die Umsetzung dieser Maßnahmen die Fraßschäden an den aquatischen Röhrichten um etwa 20 % verringern. Zugleich würde aber auch eine lokale Zunahme des Wasservogelfraßes im Südosten des Großen Eutiner Sees auftreten. Die unregelmäßigen Störungen, die von der Benutzung des Wanderweges ausgehen, begrenzen derzeit den Fraß an einigen aquatischen Röhrichten ebenso wie auf vorhandenem Grünland, so dass aus diesem Grund voraussichtlich nicht alle aquatischen Röhrichte entlastet würden. Insgesamt würde die Maßnahme aber zu einem Rückgang der Fraßschäden in relevanten Uferabschnitten führen.

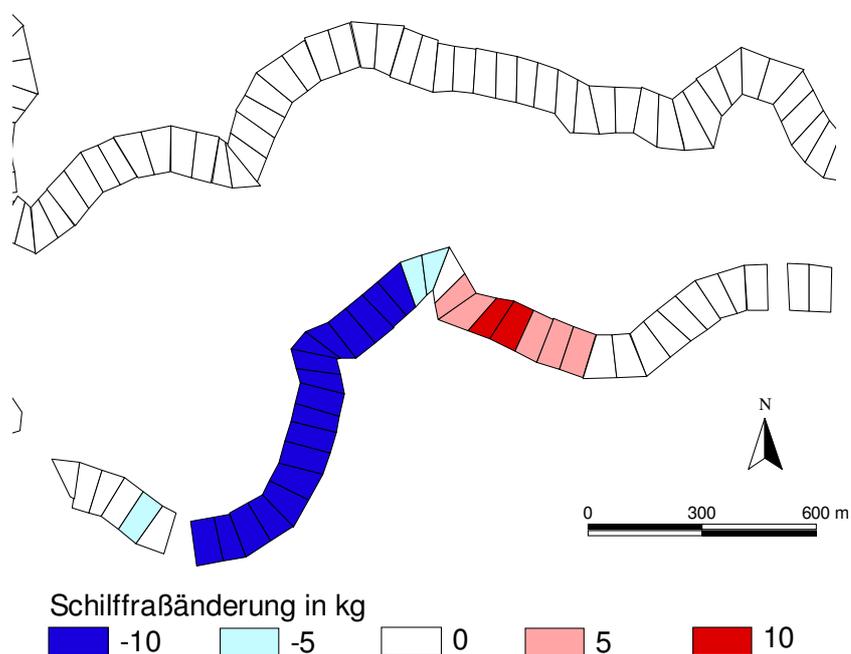


Abb. 45: Potenzielle Änderung des Schilffraßes in kg-Klassen am Großen Eutiner See bei Wiederaufnahme einer Grünlandnutzung einer derzeit brach liegenden Fläche am Südufer sowie bei zusätzlicher Sperrung des Wanderweges während der Mauserzeit der Graugänse.

Weiterhin ist die Einzäunung von aquatischen Röhrichten zu empfehlen, für die in den vergangenen drei Jahren ein starker Verbiss festgestellt wurde (Kap. 5.3.1). Dazu zählen kleinere Bereiche am Abfluss der Schwentine, nahezu alle Uferbereiche zwischen Eutin und Pulverbeck am Südufer und einzelne Flächen am Nordufer des Großen Eutiner Sees. Somit würden sich Zäunungen der Schilfröhrichte an etwa einem Drittel der Uferlänge des Gewässers als Schutzmaßnahme anbieten. Wünschenswert wären großflächige feste Zäunungen im Uferbereich von jeweils etwa 500 m Uferlänge. Im Rahmen eines geplanten Schilf-Monitorings mit Unterstützung durch regionale Akteure und Anwohner könnte auf diesen Flächen die Entwicklung der aquatischen Röhrichte dokumentiert werden.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Seit den 1950er Jahren wird an zahlreichen Gewässern Mitteleuropas ein deutlicher Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte beobachtet. Im Rahmen des Projektes Renaturierung degradiertes Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz wurde die raum-zeitliche Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Plöner See

und am Großen Eutiner See anhand einer Luftbildauswertung, in die Luftbilder der Jahrgänge 1953, 1991 und 2004 einbezogen werden konnten, analysiert. Für den Großen Plöner See konnten auch Luftbilder des Jahrgangs 1959 berücksichtigt werden. Es zeigte sich, dass die aquatischen Röhrichtbestände am Großen Plöner See um 98% zurückgegangen sind, während der Rückgang am Großen Eutiner See 69% betrug. Im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Gewässern vollzog sich an den beiden Gewässern somit ein überdurchschnittlich starker Röhrichtrückgang.

Als mögliche Ursachen des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte werden die Wasserstandsführung, Eutrophierung, Fraß durch Wasservögel, mechanische Belastung durch Wind, Wellen, Algenmatten und Treibgut sowie Beschattung durch Ufergehölze diskutiert. Als ein wesentlicher Standortfaktor für die Ausprägung der Vegetationszonen im Uferbereich könnte dabei der Wasserstandsführung übergeordnete Bedeutung zukommen.

Auf Grundlage der Ergebnisse der Luftbildauswertung wurde eine GIS-basierte Analyse der historischen Ursachen des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte durchgeführt. Um Aussagen über aktuell begrenzend auf das Röhrichtvorkommen an den Untersuchungsgewässern wirkende Faktoren treffen zu können, wurden im Rahmen des Projektes zusätzlich Untersuchungen zu den Effekten des Fraßes durch Graugänse sowie zu den Effekten der Beschattung im Uferbereich und den Effekten mechanischer Belastung auf die Schilfbestände durchgeführt. Ergänzend wurde erprobt, unter welchen Bedingungen eine Wiederansiedlung von Schilf durch Anpflanzung erfolgen kann. Ziel war es, aufgrund der Untersuchungsergebnisse eine uferabschnittsbezogene Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz und -entwicklung für die genannten Gewässer zu entwickeln.

Wesentliche Ergebnisse der Ursachenanalyse sind:

- Wasserstandsführung: Es zeigte sich eine deutliche zeitliche Parallelität in der der Abnahme der Anzahl der Tage mit Niedrigwasserständen und dem Rückgang der aquatischen Röhrichte.
- Eutrophierung: Seit 1992 ist ein deutlicher Rückgang der mittleren N- und P-Konzentration in den Gewässern festzustellen
- Raum-zeitliche Rückgangsmuster: Sowohl am Großen Plöner See wie auch am Großen Eutiner See vollzog sich der Rückgang der Röhrichte von der Wasserseite aus. An Ufersegmenten mit steiler Ufermorphologie vollzog sich der Röhrichtrückgang schneller als in Flachwasserbereichen. Am Großen Plöner See kam es auch zu Totalausfällen in den Flachwasserbereichen entlang der Uferlinie. Dabei zeigen sich keine Unterschiede in der räumlichen Lage (Festland / Insel) oder in der Exposition der Schilfbestände. Mechanische Belastung durch Wellen führte ab einer Wellenhöhe >35 cm an beiden Gewässern zu einem stärkeren Röhrichtrückgang, wobei das Auftreten größerer Wellenhöhen bis > 60 cm den Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte nicht zusätzlich verstärkte. An beiden Gewässern wurde der Röhrichtrückgang durch

eine zunehmende Beschattung im Uferbereich und die Nutzungsform an einem Ufersegment beeinflusst. Besonders starke Rückgänge traten im Siedlungsbereich auf.

- Fraß durch mausernde Graugänse: Der Fraß durch mausernde Graugänse an vorhandenen Schilfbeständen führt ab ca. 20% Verlust der Phytomasse zu einem verstärkten Rückgang der aquatischen Röhrichte. Phytomasseverluste zum Ende der Mauserzeit (Juni) verursachen größere Schäden an Schilfbeständen als frühe Phytomasseverluste (April / Mai).

Als alternative Nahrungsflächen für Graugänse sind kurzrasige Grünlandflächen in Ufernähe geeignet. Bevorzugt werden Flächen, die in ungestörten oder aber regelmäßig gestörten Uferbereichen liegen.

- Lichtverfügbarkeit: Die Vitalität der aquatischen Schilfröhrichte kann bei sorgfältiger Auswahl des Standortes durch die Entnahme von Ufergehölzen und die somit gesteigerte Lichtverfügbarkeit verbessert werden.
- Mechanische Belastung: Die Reduzierung der mechanischen Belastung auf vorhandene Schilfröhrichte durch den Bau von Wellenbrechern kann zu einer höheren Biomasseproduktion führen.
- Schilfpflanzung: Die Anpflanzung von ein- bis zweijähriger Schilfpflanzen ist erfolgreich, wenn die Pflanzungen durch Zäunungen vor Wasservogelfraß sowie durch Wellenbrecher vor mechanischer Belastung geschützt werden.

Die im Rahmen der GIS-basierten Ursachenanalyse erstellten Ufersegmente wurden anhand der für den Rückgang der aquatischen Röhrichte relevanten Faktoren in Hinblick auf ihre Eignung für Schutz und Entwicklung der Schilfröhrichte bewertet. Für den Großen Plöner See mit sehr geringen verbleibenden Röhrichtbeständen sind ein Schutz der verbleibenden Bestände durch Zäunungen sowie Gehölzentnahmen und die Wiederansiedlung zu empfehlen. Am Großen Eutiner See sollte der Schutz der noch vorhandenen aquatischen Schilfröhrichte im Vordergrund stehen. An beiden Gewässern sollte durch die Bereitstellung ufernaher Grünlandflächen das Nahrungsangebot für Graugänse erhöht werden, um den Fraßdruck auf die Röhrichte zu mindern.

Für das Jahr 2009 ist die Analyse des raum-zeitlichen Verlaufs und der Ursachen des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Trammer See, am Kleinen Plöner See sowie am Kellersee und am Dieksee geplant. Im Anschluss soll eine gewässerübergreifende Auswertung der vorliegenden Daten erfolgen. Diese erlaubt dann auch die Einbeziehung von Faktoren wie der Wasserstandsführung und des trophischen Status, die auf das gesamte jeweilige Gewässer wirken und nicht uferabschnittsbezogen bewertet werden können. Aufgrund des dann vorliegenden Datensatzes können auch die vielfältigen Interaktionen der hier genannten Faktoren intensiver analysiert werden. Zudem ist in Anlehnung an Coops et al. (2004) die Erprobung eines Modells vorgesehen, mit dem die Effekte von Fraß durch Wasservögel in Kombination mit dem Auftreten von Niedrigwasserständen

abgebildet werden können, um weitere Managementoptionen für die Holsteinischen Seen zu entwickeln. Zudem sollen ergänzende Datenerhebungen durchgeführt werden, um Effekte der mechanischen Belastung durch Algenmatten sowie die räumliche Verteilung derselben zu erfassen.

8 Literatur

- Aerts, B.A., Esselink, P. & Helder G.J.F. (1996): Habitat selection and diet composition of Greylag Geese *Anser anser* and Barnacle Geese *Branta leucopsis* during fall and spring staging in relation to management in the tidal marshes of the Dollard. *Z. f. Ökol. und Naturschutz* 5:65-75.
- Alvarez, M. G., Tron, F. & Mauchamp, A. (2005): Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*: 25-year reed dynamics in a mediterranean marsh, southern France. *Wetlands* 25: 639 – 647.
- Andersson, B. (2001): Macrophyte development and habitat characteristics in Sweden's large lakes. *Ambio* 30: 503-513.
- Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F. Blyth, S. & Armstrong, W. (1999): *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany* 64: 275-289.
- Asaeda, T. (2006): Seasonal dynamics of resource translocation between the aboveground organs and age-specific rhizome segments of *Phragmites australis*. *Environmental and Experimental Botany* 57, Number 1-2: 9-18.
- Attmannspacher, H. (1967): Die Entwicklung von Seeterrassen an ausgewählten Beispielen in Ostholstein. Diss., Kiel.
- Binz-Reist, H.-R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich. Heft 101.
- Bos, D., Loonen, M.J.J.E., Stock, M., Hofeditz, van der Graaf, A.J. & Bakker, J.P. (2005): Utilization of Wadden Sea salt marshes by geese in relation to livestock grazing. *J. Nature Con.* 13: 1-15.
- Buske, Chr. (1991): Der Rückgang der Schilfröhrichte am Großen Plöner See. *Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön* 21: 76–93.
- Buske, Chr. (1999): Schilfröhrichte am Großen Plöner See. Vergleich der Bestände aus den Jahren 1989 und 1999. *Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön* 29: 76-93.
- Brunckhorst, F. (2007): Schilfprojekt "Renaturierung degraderter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz" – Auswirkung der Beschattung durch Ufergehölze auf die Bestandsstruktur der Schilfgürtel. Unveröff. Projektstudie im Rahmen des Projektes Renaturierung degraderter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz.

- Brändle, R. (1985): Kohlenhydratgehalte und Vitalität isolierter Rhizome von *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* nach mehrwöchigem O₂-Mangelstreß. *Flora* 177: 317 – 321.
- Coops, H. & Hosper, S.H. (2002) Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in The Netherlands. *Lake Resrv. Mgmt.* 18: 293-198.
- Coops, H., Vulink, J.T. & van Nes, E.H. (2004): managed water levels and the expansion of emergent vegetation along lake shore. *Limnologica* 34: 57-64.
- Eder, M., Löschenbrand, F. & Zimmermann, S. (2008.): Entwicklung der aquatischen Röhrichte an Seen der Holsteinischen Schweiz. Unveröff. Gutachten im Rahmen des Projektes Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz.
- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer Verlag, Stuttgart. 1095 S.
- Freiwald, F. & Seifert, F. (2007): Untersuchung der Effektivität von Wellenbrecheranlagen am Großen Plöner See mit verschiedenen Messmethoden sowie Bewertung der Messmethode. Unveröff. Projektstudie im Rahmen des Projektes Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz.
- Gripp, K. (1953): Die Entstehung der ostholsteinischen Seen und ihrer Entwässerung. Beiträge zur Landeskunde Schleswig-Holsteins (1953).
- Grosser, S., Pohl, W. & Melzer, A. (1997): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen: Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Landesamt für Umweltschutz in Bayern; Schriftenreihe 141, München.
- Grünenberger, M. (1978): Der Rückzug des Schilfröhrichts am thurgauischen Bodenseeufer. – Ber. d. Amtes f. Raumplanung d. Kat. Thurgau, Abt. Natur- und Landschaftsschutz, CH-Frauenfeld
- Harris, S.W. & Marshall (W.H. (1963): Ecology of water-level manipulations in a northern marsh. *Ecology* 44: 331-343.
- Haslam, S.M. (1971): The development and establishment of young plants of *Phragmites australis*. *Ann. Bot.* 35: 1059-1072.
- Hudon, Chr. (2004): Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 61: 603-617.
- Hoffmann, F. (2000): Chiemsee Schilfkataster. 1973, 1979, 1991 und 1998. – Limnologische Station der TU München im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Traunstein (unveröffentlicht).
- Holsten, B. (2006): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz. (Teil I): Auswirkungen von Wellen und schilfverbeißenden Wasservögeln auf die Bestandsdynamik des Röhrichts an ausgewählten Seen der Holsteinischen

- Schweiz. Unveröff. Endbericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU)
- Iseli, C. & Imhof, T. (1989): Bielersee 1987, Schilfschutz – Erhalt und Förderung der Naturufer. Verein Bielerseeschutz, Schriftenreihe Nr. 2.
- Iseli, C. (Hrsg., 1995): Zehn Jahre Schilf- und Uferschutzmaßnahmen am Bielersee.-Verein Bielerseeschutz (hg.), Zwischenbericht zum Projekt des Vereins Bielerseeschutz „Schilf- und Uferschutzmaßnahmen am Bielersee“, Realisierungsprogramm 1991-1995.
- Karunaratne, S., Asaeda, T. & Yutani, K. (2004): Age-specific seasonal storage dynamics of *Phragmites australis* rhizomes: a preliminary study. *Wetlands ecology and Management* 12: 343-351.
- Keddy, P.A. (1990): Water level fluctuations and wetland conservation. In: Kusler, J. & Smardon, R.: *Wetlands of the Great Lakes. Proceedings, international wetland symposium.* 79-91.
- Keddy, P.A. (2000): *Wetland ecology. Principles and conservation.* Cambridge University Press. 593 S.
- Lenssen, J.P.M., ten Dolle, G.E. & Blom, C.W.P.M. (1998): the effect of flooding on the recruitment of reed marsh and tall forb plant species. *Plant Ecology* 139: 13-23.
- Kiefmann, H.-M. (1978): *Bosau – Untersuchung einer Siedlungskammer in Ostholstein,* Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Klapp, E. (1965): *Grünlandvegetation und Standort.* Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- Koop, B. (1999): Mauserplätze der Graugans, *Anser anser*, in Schleswig-Holstein – eine neue Entwicklung. *Corax* 18: 66 - 72.
- Kreis Plön (Hrsg., 2002): *10 Jahre Seenbeobachtung im Kreis Plön 1991-2000*
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU, 2006): *Die Seen der Schwentine*
- Maurer, S. (1993): *Rekonstruktion der Flächenentwicklung von Phragmites australis im Waginger-Tachinger See. – Erste Eingrenzung möglicher Rückgangsursachen und Charakterisierung ausgewählter Bestände. – Diplomarbeit, Limnologische Station TU München.*
- Melzer, A., Zimmermann, S., Hoffmann, F. (2001): *Maßnahmenplanung zur Entwicklung der aquatischen Röhrliche am Starnberger See. Untersuchung im Auftrag des WWA München, durchgeführt an der Limnologischen Station der TU München. Unveröffentlicht.*
- Mitsch, W.J. & J.G. Gosselin (2000): *Wetlands.* Wiley. 920 S.
- Mitterer, M. (1993): *Veränderung der Bestandsdichte des Schilfs (Phragmites australis) am Chiemsee und Erfassung des Ist-Zustandes durch biometrische Messungen an ausgewählten Beständen. – Diplomarbeit, Limnologische Station TU München.*

- Ohle, W. (1972): Zur Seentherapie - ein Forschungsprojekt am Grebener See. Schrift des Max-Planck-Instituts für Limnologie anlässlich des Besuchs des Symposium Semisaeculare der Societas Internationalis Limnologiae in Plön am 4. Oktober 1972. Plön. Sönksen: 49-52.
- Ohle, W. (1951): Der labile Zustand ostholsteinischer Seen. Sonderdruck Der Fischwirt Nr. 12: 2 – 8.
- Ostendorp, W. (1989): Die-back of Reeds in Europe – A critical Review of Literature. Aquatic Botany: 35: 5-26.
- Ostendorp, W. (1990): Strategien zur Untersuchung des Röhrichtrückgangs. - in: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 71, S. 18-48.
- Ostendorp, W. (1992): Shoreline algal wash as a factor in reed decline in Lake Contance-Untersee. Hydrbiologia 242: 165-174
- Ostendorp W. (1993): Schilf als Lebensraum. – Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Sonderdruck aus: Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 68, 173-280.
- Ostendorp, W., Iseli, C., Krauss, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M. & Schanz, F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. Ecological Engineering 5: 51–75.
- Ostendorp, W., Tiedge, E. & Hille, S. (2001): Effect of eutrophication on culm architecture od lakeshore *Phragmites* reeds. Aquatic Botany 69 (2001): 177 – 193.
- Pier, A., Dienst, M., Stark, H. (1990): Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984 bis 1988. – Schriftenreihe; Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Nr. 71, TU Berlin.
- Pries, E. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände. –Naturschutzarbeit in Mecklenburg 27, 1+2, 3-19, 72-82.
- Riddington, R., Hassan, M. & Lane, S.J. (1997): The selection of grass swards by Brent Geese *Branta b. bernicla*: Interactions between food quality and quantity. Biol. Con. 81: 153-160.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer, Band 27. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Salski, A. & B. Holsten (submitted): Fuzzy knowledge- and data-based models of damage to reeds by grazing of Greylag Geese. Ecological Informatics.
- Schmieder, K., Dienst, M. & Ostendorp, W. (2002): Auswirkung des Extremhochwassers
- Schoenberg, W., Buske, C. & Jensen, K. (2007): Renaturierung degradiertes Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz: Kartierung der Flachwasserbereiche entlang der Ufer des Großen Plöner Sees. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU

-
- Staatliches Umweltamt Kiel (2007): Wasserstandsdaten holsteinischer Seen. Persönl. Übermittlung
- Tylova, E., Steinbachova, L., Votrubova, O., Lorenzen, B. & Brix, H. (2008): Different sensitivity of *Phragmites australis* an *Glyceria maxima* to high availability of ammonium-N. *Aquatic Botany* 88 (2008): 93 – 98.
- Utermöhl, H. (1982): Die Vernichtung von *Phragmites* durch *Cladophora* im Großen Plöner See. *Arch. Hydrobiol.* 95: 487 – 490..
- Van Eerden, M.R., Loonen, M.J.J.E. & Zijlstra, M., (1997). Moulting Greylag Geese *Anser anser* defoliating a reed marsh *Phragmites australis*: seasonal constraints versus long-term commensalism between plants and herbivores. In: van Eerden, M.R. (Ed.), *Patchwork: Patch Use, Habitat Exploitation and Carrying Capacity for Water Birds in Dutch Freshwater Wetlands*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Van zee tot land 65, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad, pp. 239–264.
- Smith, R.G.B. & Brock, M. (2007): The ups and downs of life on the edge: the influence of water level fluctuations on biomass allocation in two contrasting aquatic plants. *Plant Ecology* 188: 103-116.
- Sundermeier, A., Schröder, U. & Wolters, B. (2007): Zum Einfluss von Wellenschlag auf Röhricht an der Unteren Havel-Wasserstraße. *BFG Veranstaltungen 2/2007*, 65-71.
- Van Geest, G.J., Wolters, H., Roozen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D. & Scheffer, M. (2005): Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539: 239-248.

Anhang:

- Kostenaufstellung erprobter Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen
- Röhrichtkataster
- Uferabschnittsbezogene Planungskarten

Kostenaufstellung Renaturierungsmaßnahme „Schilfanpflanzung geschützt durch Einzäunung gegen Wasservogelfraß und Wellenbrecher in Form von Palisaden“

Preise: Stand 2008

Kosten Einzäunung:

Zaunpfähle, Länge 2,50 m, Ø 10 cm Stückpreis ca. 12,00 €

Maschendraht, Maschenweite 5 x 5 cm, ummantelt, Höhe 1,50 lfd. Meter: ca. 10,00 €

Bei Verbau von ca. 70 m Uferlänge, 10 m tief 3.600,00 €

Kosten Wellenbrecher (doppelreihige Palisade)

Zaunpfähle, Länge 2,50 m, Ø 10 cm Stückpreis ca. 12,00 €

Materialbedarf / Meter = 10 Stück Meterpreis: ca. 120,00 €

Bei doppelreihiger Bauweise Meterpreis: ca. 240,00 €

Bei Verbau von ca. 70 m Uferlänge 16.800, 00