

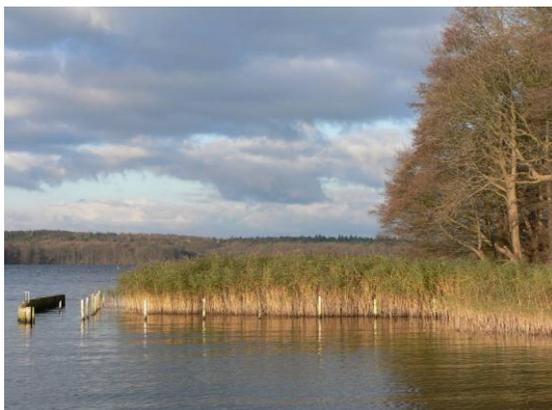
Projekt 22961 – 33/0

Renaturierung degradiertes Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz

Projektlaufzeit 01.09.2005 – 31.05.2010

Abschlussbericht

zur Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt



August 2010

Prof. Dr. Kai Jensen

Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek (BZF)

Dipl.-Geogr. Wiebke Schoenberg (BZF)

Dr. Bettina Holsten (Universität Kiel)

Dipl.-Ing. Florian Löschenbrand (TU München)

Cand. Dipl.-Ing. Marion Eder (TU München)

Dipl.-Ing. Stefan Zimmermann (TU München)

Dipl.-Biol. Sonja Heemann (BZF)

Inhalt

Zusammenfassung

1. Anlass und Zielsetzung des Projektes	13
2. Die Holsteinische Schweiz: Naturräumliche Gegebenheiten und anthropogene Einflüsse im Untersuchungsgebiet	15
2.1 Abgrenzung und Charakteristika des Untersuchungsgebietes	15
2.1.1 Das Untersuchungsgebiet	15
2.1.2 Charakteristika der Untersuchungsgewässer	15
2.2 Anthropogene Einflüsse der Neuzeit.....	19
3. Potenzielle Rückgangsfaktoren.....	21
3.1 Wasserstandsführung.....	21
3.2 Eutrophierung	24
3.3 Herbivorie	25
3.4 Mechanische Belastung.....	25
3.5 Lichtverfügbarkeit	26
4. Methoden und Arbeitsschritte	26
4.1 Projektstruktur und grundsätzliches Vorgehen.....	26
4.2 Methodik der Luftbildauswertung	27
4.2.1 Allgemeine Vorgehensweise	27
4.2.2 Erfassung der aktuellen aquatischen Röhrichtbestände	28
4.3 Methoden zur Untersuchung der Effekte des Fraßes durch Wasservögel.....	33
4.3.2 Ermittlung einer Schadensschwelle.....	34
4.3.4 Eigenschaften alternativer Nahrungsflächen	37
4.3.5 Maßnahmen zur Reduzierung des Fraßes von Wasservögeln an Röhrichten	38
4.4 Untersuchungen zu den Effekten von Renaturierungsmaßnahmen	38
4.4.1 Experimenteller Ansatz	38
4.4.2 Effekte von Gehölzentnahme und Ausschluss von Wasservögeln.....	39
4.4.3 Mechanische Belastung und Beweidung durch Wasservögel.....	40
4.4.4 Effekte mechanischer Belastung auf die Neuetablierung von Schilfröhrichten....	41
4.4.5 Allgemeine Standortcharakteristik und Bestandesstruktur	42
4.4.6 Verwendete Wellenbrechermodelle.....	43
4.5 Zusätzlich durchgeführte Untersuchungen und Analysen	44

4.5.2	Ermittlung der Vitalität von Schilfbeständen	46
4.5.5	Kartierung der Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees	49
4.5.6	Methodik der GIS-basierten Ursachenanalyse	50
4.5.7	Multivariate Auswertung: Einflussfaktoren für den Röhrichtrückgang an den Untersuchungsgewässern	51
4.5.9	Monitoring aller Untersuchungsflächen	52
5.	Ergebnisse.....	53
5.1	Luftbildauswertung: Raum-zeitliche Veränderungen der Röhrichtbestände	53
5.1.1	Großer Plöner See	53
5.1.2	Großer Eutiner See	54
5.1.3	Kleiner Plöner See	57
5.1.4	Trammer See	59
5.1.5	Dieksee	61
5.1.6	Kellersee	63
5.2	Effekte des Fraßes durch Wasservögel	66
5.2.1	Erfassung des Wasservogelbestandes	66
5.2.2	Ermittlung einer Schadensschwelle	68
5.2.3	Landschaftsmerkmale und Raumnutzung der Graugänse	71
5.2.4	Eigenschaften alternativer Nahrungsflächen	75
5.2.5	Gänsefraß und Röhrichtrückgang	77
5.2.6	Ableitung von Managementmaßnahmen	77
5.2.7	Ergebnisse der Erprobung temporärer Zäunungen	78
5.3	Effekte verschiedener Renaturierungsmaßnahmen – ausgewählte Ergebnisse	83
5.3.1	Effekte der Gehölzentnahme	83
5.3.2	Effekte reduzierter mechanischer Belastung und Fraßintensität auf bestehende Schilfbestände.....	84
5.3.3	Effekte reduzierter mechanischer Belastung auf Anpflanzungen von Schilf.....	85
5.4	Erfassung der Vitalität von Schilfröhrichten.....	87
5.5	Einfluss von Wasserstandsschwankungen auf die Vitalität der Schilfröhrichte.....	89
5.5.1	Bestandsstruktur der Schilfröhrichte an Gewässern mit unterschiedlicher Wasserstandsführung	89
5.5.2	Effekte des zeitlichen Verlaufs von Wasserstandsschwankungen auf die Vitalität des Schilfs.....	90

5.6	Effekte der Mahd auf die Vitalität des Schilfs	92
5.6.1	Aquatische Röhrichte in der Holsteinischen Schweiz	92
5.6.2	Terrestrische Röhrichte in Schleswig-Holstein	94
5.7	Ergebnisse der GIS-basierten Ursachenanalyse	96
5.7.1	Flachwasserbereiche am Großen Plöner See	96
5.7.2	Ergebnisse der multivariaten Auswertung	98
5.8	Umsetzung und Monitoring von Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung von Schilfröhrichten	107
5.8.1	Schutz vor Fraß durch Wasservögel: Effekte dauerhafter Zäunungen.....	107
5.8.2	Wiederansiedlung von Schilf: Anpflanzungen am Großen Plöner See	109
5.8.3	Wiederansiedlung von Schilf: Ergebnisse des Monitorings.....	111
5.9	Fazit.....	115
6.	Diskussion der Projektarbeit	116
7.	Koordination und projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit.....	118
7.1	Umsetzung	118
7.2	Veröffentlichung der Projektergebnisse	119
7.3	Künftige Kooperation mit der Region	120
8.	Literatur	121
Anhang		

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage der Untersuchungsgewässer in der Holsteinischen Schweiz	16
Abb. 2:	Prozentualer Anteil des mit Röhrichten bestandenen Ufers von ausgewählten Seen der Holsteinischen Schweiz vor und nach der Seespiegelabsenkung bzw. Schwentine-Korrektur von 1882. Die mit Röhrichten bestandene Uferlänge wurde durch Vermessen der Länge von Uferbereichen mit Röhrichtsignatur aus historischen Karten ermittelt	21
Abb. 3:	Arbeitsschritte zur Übertragung der DGPS-Daten aus der Geländekartierung in ein GIS auf Grundlage der Farb-Orthophotos von 2004 (LVA S-H)	33
Abb. 4:	Versuchspflanzungen in Kübeln (A) an der Universität Kiel im Jahr 2005 und eingezäunte Versuchsfläche am Kleinen Plöner See (B).....	35
Abb. 5:	Schematischer Aufbau der Untersuchungsflächen zu Effekten der Gehölzentnahme und der Beweidung durch Wasservögel auf bestehende aquatische Röhrichtbestände. Die schraffierten Flächen wurden mit einem kleinmaschigen Zaun (Maschenweite 5x5 cm) umgeben.	39

Abb. 6:	Schematischer Aufbau der Untersuchungsflächen zu Effekten der mechanischen Belastung und der Beweidung durch Wasservögel auf bestehende aquatische Röhrichtbestände am Großen Plöner See. Die klein schraffierten Flächen wurden mit einem kleinmaschigen Zaun (Maschenweite 5x5 cm) umgeben, um Gänse und Blesrallen fernzuhalten. Die groß schraffierten Flächen wurden mit einem großmaschigen Zaun (Maschenweite 17x15 cm) umgeben, um Gänse fernzuhalten. Unschraffierte Flächen wurden nicht gezäunt.	40
Abb. 7:	Schematischer Aufbau der Anpflanzungsflächen am Großen Plöner See, auf denen die Effekte mechanischer Belastung (mit Wellenbrecher, ohne Wellenbrecher) auf den Etablierungserfolg junger Schilfpflanzen erprobt wurden.	41
Abb. 8:	Doppelreihige Palisade am Großen Plöner See	44
Abb. 9:	Schwimmender Wellenbrecher am Großen Plöner See	44
Abb. 10:	Verfahren zur Bestimmung der maximalen Überstreichlänge innerhalb der einzelnen Sektoren und der mittleren Wassertiefe entlang dieser Messlinie.....	45
Abb. 11:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Plöner See 1953-2006	54
Abb. 12:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Eutiner See 1953-2006	56
Abb. 13:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Kleinen Plöner See 1953-2006.....	58
Abb. 14:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Trammer See 1953-2006	60
Abb. 15:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Dieksee 1953-2006	62
Abb. 16:	Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Kellersee 1953-2006	65
Abb. 17:	Effekte der unterschiedlichen Fraß-Varianten auf die Differenz der Halmdichte zwischen den Jahren 2006 und 2008 an Experimentalfächen am Kleinen Plöner und Großen Eutiner See. 25: Entfernen von 25 % der Biomasse; 50: Entfernen von 50 % der Biomasse; B: Entfernen der Biomasse ausgehend von der Bestandesfront; G: Entfernen der Biomasse gleichmäßig verteilt über die Gesamtbreite des Bestandes; ü: Entfernen der Biomasse über Wasser; u: Entfernen der Biomasse unter Wasser; M: Entfernen der Biomasse im Mai; J: Entfernen der Biomasse im Juni.....	68
Abb. 18:	Effekte der unterschiedlichen Varianten der Biomasse-Entnahme auf die Halmzahl im Herbst 2008 im Kübelversuch im Freigelände des Botanischen Gartens in Kiel. 25: Entfernen von 25 % der Biomasse; 50: Entfernen von 50 % der Biomasse; 75: Entfernen von 75 % der Biomasse; ü: Entfernen der Biomasse	

	über Wasser; u: Entfernen der Biomasse unter Wasser; M: Entfernen der Biomasse im Mai; J: Entfernen der Biomasse im Juni.	69
Abb. 19:	Effekte der Fraßintensität der Graugänse [%] auf die Veränderung der Ausdehnung der aquatischen Röhrichtflächen [%] zwischen 2006 und 2008 am Großen Eutiner See.	70
Abb. 20:	Verlauf der Stickstoffgehalte [in % der Trockenmasse] verschiedener Vegetationsbestände im Frühjahr und Sommer 2006.	75
Abb. 21:	Verlauf der Stickstoffgehalte [in % der Trockenmasse] von Blättern terrestrischer und aquatischer Schilfpflanzen im Frühjahr 2006. Die Blätter wurden jeweils in 0-40 cm sowie in 40-80 cm Höhe geerntet.	76
Abb. 22:	Zusammenhang zwischen mittlerem N-Gehalt der Vegetation der untersuchten Grünland- und Acker-Standorte sowie dem aus der Artenzusammensetzung der Vegetation errechneten mittleren Futterwert nach Klapp (1965).	76
Abb. 23:	Einfacher Zaun im Flachwasserbereich (A) schematisch und (B) am Großen Plöner See.	79
Abb. 24:	Einfacher Zaun im tieferen Bereich (A) schematisch und (B) am Kleinen Plöner See.	79
Abb. 25:	Einfacher Zaun mit ergänzenden, senkrecht angebrachten Bändern schematisch.	80
Abb. 26:	Einfacher Zaun mit zick-zack-förmiger Querbearbeitung schematisch.	81
Abb. 27:	Einfacher Zaun mit senkrechter Bearbeitung (A) schematisch und (B) am Kleinen Plöner See.	81
Abb. 28:	Schafzaun am Kleinen Plöner See.	82
Abb. 29:	Anteil rispentragender Halme pro Quadratmeter [%] im uferseitigen Bereich von Schilfbeständen mit hoher und geringer Lichtverfügbarkeit (Gehölze nein, Gehölze ja) im September 2007. $t = -1,4$, $p = 0,17$	83
Abb. 30:	Trockengewicht [g] von je 10 im uferseitigen Bereich von Schilfbeständen mit hoher und geringer Lichtverfügbarkeit (Gehölze nein, Gehölze ja) entnommenen Halmen. $t = -5,5$, $p < 0,001$	84
Abb. 31:	Trockengewicht [g] von je 10 in bestehenden Schilfbeständen entnommenen Halmen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Zaun und /oder einer Palisade. ANOVA.	85
Abb. 32:	Anzahl der Halme von auf vier m^2 großen Flächen angepflanzten Schilfindividuen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Wellenbrechers (sWB = schwimmender Wellenbrecher).	86
Abb. 33:	Halmhöhe [cm] von auf vier m^2 großen Flächen angepflanzten Schilfindividuen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Wellenbrechers (sWB = schwimmender Wellenbrecher).	86

Abb. 34:	Vergleich der Halmzahlen/m ² von je acht Beständen unterschiedlicher Vitalität am Großen Eutiner See (GES) und am Kleinen Plöner See (KPS).	88
Abb. 35:	Anzahl rispenträger Halme/m ² gruppiert nach Wassertiefe [cm]. Links Seen mit hohen Wasserstandsschwankungen, rechts Seen mit geringen Wasserstandsschwankungen. Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert.	89
Abb. 36:	Wuchshöhe der Halme gruppiert nach Wassertiefe [cm]. Links Seen mit hohen Wasserstandsschwankungen, rechts Seen mit geringen Wasserstandsschwankungen. Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test) zwischen den hydrologischen Regimen innerhalb der Stufen sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert.	90
Abb. 37:	Mittelwerte der Menge unterirdischer Biomasse (Trockengewicht [g]), gruppiert nach Hydrologie, kategorisiert nach Lage der Standorte relativ zur Wasseroberfläche (Stufen).....	91
Abb. 38:	Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Deckung von <i>Phragmites australis</i> und auf die ermittelte Gesamt-Halmdichte in aquatischen Röhrichbeständen der Holsteinischen Schweiz. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler.	93
Abb. 39:	Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Halmhöhe sowie den Halmdurchmesser von <i>Phragmites australis</i> in aquatischen Röhrichbeständen der Holsteinischen Schweiz. Gemessen wurden jeweils 10 Halme auf drei bis fünf je 1m ² großen Teilflächen der gemähten und der ungemähten Röhrichte. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler für gemähte und ungemähte Bestände.	93
Abb. 40:	Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Deckung von <i>Phragmites australis</i> und auf die ermittelte Gesamt-Halmdichte in semiterrestrischen Röhrichbeständen in Schleswig-Holstein. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler.....	94
Abb. 41:	Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Halmhöhe sowie den Halmdurchmesser von <i>Phragmites australis</i> in terrestrischen Röhrichbeständen in Schleswig-Holstein. Gemessen wurden jeweils 10 Halme auf drei bis fünf je 1m ² großen Teilflächen der gemähten und der ungemähten Röhrichte. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler für gemähte und ungemähte Bestände.	95
Abb. 42:	Räumliche Verteilung und Ausdehnung der Flachwasserbereiche bis 2 m Wassertiefe am Großen Plöner See.....	97
Abb. 43:	Einfluss der Nutzungskategorie auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-1991 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.....	100

Abb. 44:	Einfluss der Beschattung auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-1991 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.....	101
Abb. 45:	Einfluss der Exposition auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.....	102
Abb. 46:	Einfluss der Nutzungskategorie auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung	103
Abb. 47:	Einfluss der Beschattung auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung	104
Abb. 48:	Zusammenhang zwischen Intensität des Fraßes durch Graugänse und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt.....	105
Abb. 49:	Zusammenhang zwischen der berechneten maximalen Wellenhöhe und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt.....	106
Abb. 50:	Zusammenhang zwischen dem Abstand der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt.....	107
Abb. 51 :	Einzäunung bei Bosau-Waade, Großer Plöner See	108
Abb. 52:	Abstand der Schilfbestände von der Erfassungslinie in Abhängigkeit vom Vorhandensein einer Zäunung an Untersuchungsflächen am Großen und Kleinen Plöner See sowie am Trammer See, am Großen Eutiner See, am Kellersee und am Dieksee. Die Erfassungslinie wurde in Orientierung an der wasserseitigen Ausbreitungsgrenze dichter Schilfröhrichte festgelegt. In der Mehrzahl der Fälle entspricht die Erfassungslinie der maximalen Ausdehnung der Einzäunung. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.	108
Abb. 53:	Anteil der rispenträgenden Halme [%/m ²] land- und wasserseitig der Erfassungslinie in Abhängigkeit vom Vorhandensein einer Zäunung an	

Untersuchungsflächen am Großen und Kleinen Plöner See sowie am Trammer See, am Großen Eutiner See, am Kellersee und am Dieksee. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler. Die Erfassungslinie wurde in Orientierung an der wasserseitigen Ausbreitungsgrenze dichter Schilfröhrichte festgelegt. In der Mehrzahl der Fälle entspricht die Erfassungslinie der maximalen Ausdehnung der Einzäunung.109

Abb. 54: Anpflanzungsfläche am Koppelsberg, Großer Plöner See, vor Rückbau der Spundwand.....110

Abb. 55: Anpflanzung im naturnahen Uferbereich und auf Kiesschüttung am Koppelsberg, Großer Plöner See110

Abb. 56: Gehölzentnahme an der Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See111

Abb. 57: Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See111

Abb. 58: Anpflanzungsfläche nahe Fegetasche, Großer Plöner See, während der Pflanzung111

Abb. 59: Einfluss der Wellenbrechervariante auf die Deckung [%] angepflanzter Schilfbestände im September des ersten (2008) und des zweiten (2009) Jahres nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.112

Abb. 60: Entwicklung der Deckung [%] angepflanzter Schilfbestände im September an unterschiedlichen Standorten im ersten (2008) und zweiten (2009) Jahr nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.....113

Abb. 61: Entwicklung der Deckung [%] von Pflanzmaterial aus autochthonem Saatgut von unterschiedlichen holsteinischen Seen im September des ersten (2008) und des zweiten (2009) Jahres nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.....114

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kartierschlüssel und Codierung des gesamten im Verlauf der Vermessung erfassten aquatischen Röhrichtbestandes.....28

Tab. 2: Zur Erfassung der raum-zeitlichen Veränderungen der Röhrichtbestände der Seen der Holsteinischen Schweiz verwendetes Luftbildmaterial mit Angaben zu den von C. Buske 1991 ausgewerteten Bildfolgen.....29

Tab. 3: Durchschnittliche und maximale Anzahlen von Wasservögeln während der Wasservogelzählungen von 1996 bis 2005. Mittlere Vogelzahl umgerechnet in das durchschnittliche Gewicht von Graugänsen pro km Uferlinie.....64

Tab. 4: Anzahl mausernder Gänse auf Seen des Untersuchungsgebietes von 2000-2008, Gesamtsumme aller mausernden Graugänse seit Begründung der Mausertraditionen 1990 sowie durchschnittliche jährliche Anzahl von Gänsen pro km Uferlinie 1990-200865

Tab. 5:	Durchschnittlicher Fraß in drei Jahren (2006 – 2008) in % der Bestandesbreite.	68
Tab. 6:	Eigenschaften von Mausergewässern: Gewässergröße, Anzahl mausernde Gänse pro km Uferlänge, Anzahl vorhandener Inseln, Ausdehnung von Grünland-Äsungsflächen [ha], Anteil des durch Grünlandbeweidung potenziell zu deckenden Nahrungsbedarfs während der Mauser, maximale und durchschnittliche Entfernung der Graugänse vom Ufer während der Mauser [m].....	70
Tab.7:	Eigenschaften von Gewässern im Untersuchungsgebiet, die bis 2008 von den Graugänsen nicht zur Mauser genutzt wurden.....	71
Tab. 8:	Einfluss von Flächengröße, Länge des Seezugangs, errechnetem Futterwert der Vegetation nach Klapp sowie der Vegetationshöhe auf die auf 141 seenahen Grünlandflächen der Holsteinischen Schweiz ermittelte Anzahl der Kotstücke von Graugänsen.....	72
Tab. 9:	Mittlere Halmdichte, Anzahl rispenträger Halme, Halmlängen und Halmdurchmesser von jeweils acht wachsenden (KPS), stabilen und abnehmenden Schilfbeständen (KPS, GES). KPS = Kleiner Plöner See, GES = Großer Eutiner See.....	85
Tab. 10:	Ergebnisse der multivariaten Analysen potenzieller Einflussfaktoren auf den Röhrichtrückgang an den sechs untersuchten Seen der Holsteinischen Schweiz. Mögliche Unterschiede zwischen den Uferabschnitten der Seen wurden in Kombination mit der Uferstruktur (Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie; stetiger Prädiktor), der Beschattungssituation (unbeschattet, leicht, mittel, stark beschattet), der Exposition (nord, nordwest, west, südwest, süd, südost, ost, nordost), der Nutzungskategorie („Verlandung“, Grünland, Siedlung, „Gehölz“) sowie der berechneten maximalen Wellenhöhe (in cm; stetiger Prädiktor) und dem erfassten Fraß durch Graugänse (in %; stetiger Prädiktor) ausgewertet.....	98

Zusammenfassung

An zahlreichen Gewässern Mitteleuropas wurde in den vergangenen Jahrzehnten ein deutlicher Rückgang der aquatischen Röhrichte beobachtet. Zu diesen Gewässern zählen auch die Seen der südöstlich von Kiel gelegenen Holsteinischen Schweiz. Das Phänomen des Schilfrückgangs ist Gegenstand vieler wissenschaftlicher Untersuchungen gewesen, ohne dass ein einzelner Faktor schlüssig als ursächlich für den Verlust der vielfältigen ökologischen Funktionen erfüllenden aquatischen Röhrichte benannt werden konnte. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass an jedem Gewässer ein individuell interagierender Faktorenkomplex zur Wirkung kommt. Allgemein werden die Wasserstandsführung, direkte und indirekte Effekte der Eutrophierung, Herbivorie durch Wasservögel, mechanische Belastung, mangelnde Lichtverfügbarkeit im Uferbereich sowie Uferverbau und Freizeitnutzungen als mögliche Ursachen des Röhrichtrückgangs genannt.

Ziel des Projektes „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ war die Erfassung des raum-zeitlichen Verlaufs des Röhrichtrückgangs an sechs Untersuchungsgewässern sowie die Untersuchung der aktuell die räumliche Ausdehnung der aquatischen Schilfröhrichte begrenzenden Faktoren. Aufbauend auf den Ergebnissen sollten Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Röhrichte abgeleitet und umgesetzt werden.

Zur Ermittlung der raum-zeitlichen Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte wurden Luftbilder der Jahrgänge 1953 bis 2006 ausgewertet. Ergänzend wurde die aktuelle räumliche Ausdehnung der aquatischen Schilfbestände 2007 mit einem Differentiellen GPS vor Ort erfasst. Von 2006 bis 2008 wurden an den Untersuchungsgewässern Großer Eutiner See, Kellersee, Dieksee, Großer Plöner See, Kleiner Plöner See und Trammer See umfangreiche Feldexperimente durchgeführt. Die Effekte des Fraßes durch Wasservögel, insbesondere mausernde Graugänse, wurden an aquatischen Schilfröhrichten des Großen Eutiner Sees und des Kleinen Plöner Sees auf je fünf gezäunten Untersuchungsflächen ermittelt, indem in unterschiedlichen Intensitäten und zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Frühsommer Biomasse entnommen wurde. Zudem wurden (i) die Effekte einer durch kleinräumige Gehölzentnahmen erhöhten Lichtverfügbarkeit in Kombination mit einer Einzäunung zum Schutz vor Fraßschäden sowie (ii) die Effekte einer durch den Bau von Wellenbrechern reduzierten mechanischen Belastung in Kombination mit einer Einzäunung zum Schutz vor Fraßschäden auf die aquatischen Röhrichte untersucht. Die Ergebnisse der genannten Untersuchungen flossen in eine umfassende GIS-basierte Ursachenanalyse ein. Zudem wurden Möglichkeiten der Wiederansiedlung von *Phragmites australis* erprobt. Hierfür wurde aus autochthonem Saatgut vorgezogenes Pflanzenmaterial verwendet. Ergänzend wurden Untersuchungen zu den Effekten einer naturnahen Wasserstandsführung mit frühsommerlichen Niedrigwasserphasen auf die Vitalität aquatischer Schilfröhrichte sowie weitere Analysen durchgeführt.

Die Ergebnisse der Luftbildauswertung zeigen, dass an den Seen der Holsteinischen Schweiz mit einem durchschnittlichen Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte um 78,6 % im mitteleuropäischen Vergleich ein überdurchschnittlich hoher Verlust von Röhrichtflächen zu verzeichnen ist. Besonders ausgeprägt ist der Rückgang der aquatischen Schilfbestände mit 98 % am Großen Plöner See. Während zwischen 1953 und 1989/1991 insgesamt die

umfangreichsten Röhrichverluste aufgetreten sind, schwächte sich der Rückgang zwischen 1989/1991 und 2006 an vier der untersuchten Gewässer ab. An zwei weiteren Untersuchungsgewässern kam es in diesem Zeitraum zu einer Stabilisierung der räumlichen Ausdehnung der aquatischen Schilfröhrichte.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Effekten des Fraßes durch Wasservögel zeigen, dass in der Holsteinischen Schweiz Fraßschäden weit überwiegend durch mausernde Graugänse verursacht werden. Dabei können aquatische Schilfröhrichte Fraßschäden bis zu einem gewissen Grad kompensieren, reagieren auf wiederholte Fraßschäden auf der gesamten Bestandesbreite in Abhängigkeit von der Fraßintensität und dem Fraßzeitpunkt jedoch mit Bestandesrückgang. Für den Großen Eutiner See konnte ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen dem Fraß durch mausernde Graugänse und dem Rückgang der aquatischen Schilfbestände festgestellt werden. Ab einer Fraßintensität von 20 % der Bestandesbreite ist die Umsetzung von Schutzmaßnahmen zu empfehlen. Eine mögliche Maßnahme ist die Bereitstellung ufernaher Grünlandflächen. Grünlandflächen mittlerer Nutzungsintensität erreichen ähnliche Futterwerte wie aquatische Schilfbestände und werden von Graugänsen als Äsungflächen genutzt. Maßgeblich für die Intensität der Grünlandnutzung durch Gänse sind die Größe des Grünlands, das Vorhandensein eines Zugangs vom See zum Ufer, der Futterwert der Vegetation sowie die Vegetationshöhe. Eine weitere erprobte Schutzmaßnahme ist die Einzäunung aquatischer Schilfröhrichte, wobei sowohl temporäre als auch dauerhafte Zäunungen erfolgreich eingesetzt wurden.

Eine Erhöhung der Lichtverfügbarkeit durch Gehölzentnahmen im Uferbereich zeigte nach zwei Jahren Versuchsdauer positive Effekte auf die Vitalität der aquatischen Schilfröhrichte und wirkte sich besonders auf die Biomasseproduktion der Bestände signifikant positiv aus. Die Reduktion der mechanischen Belastung durch Wellenbrecher in Form von Palisaden und das Ausschließen von Fraßschäden durch Zäunung führte ebenfalls zu positiven Bestandesentwicklungen.

Die Ergebnisse der auf Grundlage der GIS-basierten Ursachenanalyse durchgeführten multivariaten Analysen belegen den grundlegenden Einfluss der Standortbedingungen am jeweils betrachteten Gewässer. Sowohl für den Zeitraum 1953-1991 als auch für den Zeitraum 1991-2006 konnte gezeigt werden, dass sich die untersuchten Seen signifikant in ihrem Rückgangsgeschehen unterscheiden. Zusätzlich erwiesen sich für die Zeitspanne 1953-1991 die Nutzung und die Beschattung als signifikante Einflussfaktoren. Für die Zeitspanne von 1991 bis 2006 waren dies die Faktoren Nutzung und Exposition.

Die Vitalität aquatischer Schilfröhrichte ist nach den Ergebnissen der Untersuchungen zu den Effekten von Wasserstandsschwankungen an Seen mit höherer Schwankungsamplitude im Vergleich zu Seen mit stabiler Wasserstandsführung signifikant erhöht.

Die Wiederansiedlung von aquatischen Schilfröhrichten durch Anpflanzungen kann nach den Ergebnissen der Untersuchungen erfolgreich verlaufen, sofern die Pflanzungen durch Wellenbrecher und Zäunungen geschützt werden. Als besonders wirkungsvolle Wellenbrechervariante erwiesen sich so genannte Palisaden.

Auf Grundlage der zahlreichen Untersuchungsergebnisse wurden im Jahr 2008 drei großflächige Anpflanzungen am Großen Plöner See durchgeführt. Erfahrungen aus der Projektarbeit in der Region flossen ebenso wie die Untersuchungsergebnisse in die

Erstellung einer Maßnahmenplanung zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte für die sechs betrachteten Seen und in die Entwicklung eines übertragbaren Handlungsleitfadens ein.

1. Anlass und Zielsetzung des Projektes

In den vergangenen Jahrzehnten wurde an zahlreichen Gewässern Mitteleuropas ein deutlicher Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte beobachtet. Betroffen sind Gewässer in Südosteuropa ebenso wie im Nordwesten des Kontinents. Allein für den zentraleuropäischen Raum nennt Ostendorp (1989) ca. 50 Gewässer, an denen ein Schilfrückgang festgestellt wurde. Hierzu zählen auch die Gewässer der Holsteinischen Schweiz / Schleswig-Holstein, die im Mittelpunkt des Projektes „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ stehen.

Schilfröhrichte, in denen *Phragmites australis* als bestandesbildende Art auftritt, sind ein landschaftsprägendes Element der Seeufer und übernehmen somit sowohl landschaftsästhetische Funktionen als auch wichtige ökologische Funktionen im Übergangsbereich Land – Wasser. Großflächig ausgeprägte Schilfröhrichte bieten einer Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten Lebensraum: Mollusken, Amphibien und (Jung-) Fische finden Schutz im wellenberuhigten Bereich zwischen den Schilfhalmen, zahlreiche Insekten- und Vogelarten nutzen die Schilfröhrichte zur Nahrungsaufnahme und als Nistplatz (z.B. Sukopp & Krauß 1990, Ostendorp 1993). Zudem reduzieren großflächige Schilfröhrichte die Nährstoffeinträge aus an die Gewässer grenzenden (Acker-)Flächen, indem sie die Nährstoffe in ihrer Biomasse binden. Eine Degradierung der Schilfbestände bedeutet entsprechend eine Reduzierung dieser Pufferfunktion (Kluge & Fränzle 1992). Auch die Uferstabilität sinkt bei einem Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte, da aufgrund der fehlenden Durchwurzelung des Sediments verstärkt Erosion stattfinden kann.

Das Phänomen des Schilfrückgangs ist in vielen wissenschaftlichen Untersuchungen und Publikationen analysiert und diskutiert worden, ohne dass eine einzelne schlüssige Ursache ermittelt wurde. Vielmehr wird heute davon ausgegangen, dass ein ganzer Faktorenkomplex, der an jedem Gewässer individuell zur Wirkung kommt, für den Rückgang der Schilfröhrichte verantwortlich ist. Als wichtigste Faktoren sind veränderte Wasserstände, die direkten und indirekten Folgen der Eutrophierung, mechanische Belastungen durch Wellen und Treibholz, mangelnde Lichtverfügbarkeit, Herbivorie sowie Uferverbau und Freizeitnutzung zu nennen (Ostendorp 1989, van der Putten 1997, Stadt-Wald-Fluss 2000).

Besonders im deutschsprachigen Raum wurden an verschiedenen Gewässern Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung bestehender und durch Pflanzung neu etablierter aquatischer Schilfröhrichte eingeleitet (z.B. Starnberger See, Unterhavel). Während die Effektivität ingenieurbioologischer Maßnahmen wie Lahnungen und Buhnen, die an verschiedenen Gewässern zum Schutz von Schilfbeständen gebaut wurden, in den letzten Jahren wissenschaftlich untermauert wurde (www.erosee.org), ist der Erfolg von Schilfanpflanzungen vorrangig durch die Praxis belegt, z.B. durch die Erfahrungen aus Projekten zum Röhrichschutz an der Unterhavel (Stadt-Wald-Fluss 2000) und am Bieler See (Iseli 1995).

In der Holsteinischen Schweiz, einem ausgedehnten Seengebiet glazialer Prägung südöstlich von Kiel, ist an verschiedenen Gewässern ein extremer Schilfrückgang zu verzeichnen. Buske (1991,1999) belegte anhand einer stereoskopischen Luftbilddauswertung für den Großen Plöner See seit den 1950er Jahren einen Rückgang der aquatischen Röhrichte um 95%. Der Vergleich mit dem Bodensee (Verlust von 18,3% zwischen 1993 und

2000) oder dem Bieler See (Verlust von ca. 80% zwischen 1956 und 1980, www.bodenseeufer.de, weitere Angaben in Ostendorp et al. 1995a) zeigt das enorme Ausmaß des Schilfrückgangs an diesem Gewässer. An anderen Gewässern des Projektgebietes wie beispielsweise dem Großen Eutiner See, dem Dieksee, dem Kellersee wurde ebenfalls eine Abnahme der Schilfbestände festgestellt (vgl. z.B. Seenberichte des Landesamtes für Natur und Umwelt [LANU] 1993 – 2006, KIFL 2002). Das Ausmaß des Rückgangs an diesen Gewässern konnte erst im Rahmen der Projektarbeit quantifiziert werden. An einigen Seen der Holsteinischen Schweiz wurde der seit etwa 15 Jahren steigende Fraßdruck durch (mausernde) Graugänse und andere Wasservögel als primärer Faktor für den Rückgang der Schilfbestände benannt (KIFL 2002), ohne dass die Bedeutung dieses Faktors quantifiziert wurde. Auch Handlungsansätze zur Minderung des Fraßdrucks durch die Wasservogelpopulationen auf das Schilf durch ein „Gänsemanagement“ konnten im Vorfeld des Projektes nicht entwickelt oder gar erprobt werden.

Ziel des Projektes „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ war es, seespezifische Konzepte zum Schutz und zur Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte für den Großen Plöner See, den Großen Eutiner See und weitere ausgewählte Gewässer in der Holsteinischen Schweiz zu entwickeln. Im Vordergrund stand dabei zum einen die Ermittlung der Ursachen für den historischen Schilfrückgang anhand einer GIS-basierten Ursachenanalyse. In dieser wurden sowohl die anhand der Auswertung digitaler Luftbilder der Jahrgänge 1950 – 2004 ermittelten raum-zeitlichen Veränderungen der Röhrichte als auch langjährige Datenreihen zu relevanten Faktoren wie Windaufkommen sowie landschaftsökologische Entwicklungen berücksichtigt. Weiterhin sollte 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 des Schilfes derzeit begrenzen.

Somit sollten im Verlauf des Projektes vorrangig folgende Fragestellungen bearbeitet werden:

- Wie hat sich die räumliche Ausdehnung der aquatischen Schilfröhrichte in den letzten 60 Jahren verändert?
- Welche Faktoren sind für die (historischen) Änderungen der räumlichen Ausdehnung der aquatischen Röhrichte bedeutsam?
- Welche Faktoren begrenzen aktuell die räumliche Ausdehnung der aquatischen Schilfröhrichte?
 - Welche Effekte hat Fraß durch Wasservögel auf aquatische Schilfbestände?
 - Kann der Fraßdruck durch Wasservögel durch die Bereitstellung alternativer Nahrungsflächen gemindert werden?
 - Welche Effekte haben Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung (Zäunung, Wellenberuhigung, Gehölzauflichtung) aquatischer Schilfröhrichte auf die Vitalität der Bestände?
- Unter welchen Bedingungen können aquatische Schilfröhrichte wieder erfolgreich etabliert werden?

Aufbauend auf den Ergebnissen der wissenschaftlichen Erprobung und Bewertung unterschiedlicher Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Schilfbestände sollten unter Einbeziehung regionaler Akteure konkrete Maßnahmen zur Renaturierung degradierter Uferabschnitte an den Untersuchungsgewässern abgeleitet und umgesetzt werden. Die im Rahmen des Projektes gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen sollten in einem auf andere Gewässer übertragbaren Handlungsleitfaden für die Praxis zusammengefasst werden.

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

2.1 Abgrenzung und Charakteristika des Untersuchungsgebietes

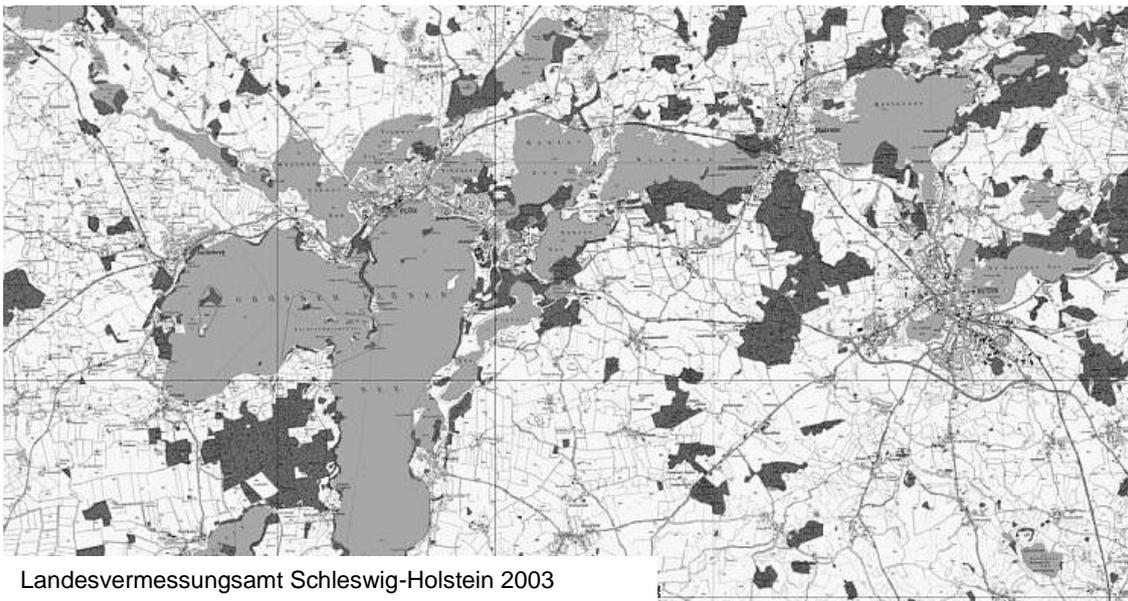
2.1.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt südöstlich der schleswig-holsteinischen Landeshauptstadt Kiel und umfasst Teile der Landkreise Plön und Ostholstein mit den Kreisstädten Plön und Eutin und ist Teil des weichseleiszeitlich geprägten Naturraums Östliches Hügelland. 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. Das Gebiet und auch die Hauptuntersuchungsgewässer Großer Plöner See und Großer Eutiner See sowie die weiteren Untersuchungsgewässer Kellersee, Dieksee und Kleiner Plöner See werden von dem größten Fließgewässer der Region, der Schwentine, in Ost-West-Richtung durchflossen. Lediglich der ebenfalls zu den Untersuchungsgewässern zählende Trammer See wird nur indirekt durch eine Verbindung zum Großen Plöner See von der Schwentine beeinflusst (Abb. 1). 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).

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. 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 in den Großen Plöner See und fließt im Nordwesten des Gewässers über verschiedene Durchlässe 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.



Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2003

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgewässer in der Holsteinischen Schweiz

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 der See nur kleinräumig ausgeprägte Flachwasserbereiche auf, die sich vorwiegend im Osten und in dem erwähnten stadtnahen Seebecken befinden. Die Schwentine durchfließt den Großen Eutiner See am nordwestlichen Rand des kleinen Seebeckens. Der Abfluss der Schwentine in den Kellersee ist durch ein Stauwehr auf eine Höhe über NN von 26,6 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 vorwiegend 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.

Der **Kleine Plöner See** verfügt über eine Seefläche von 2,6 km² und eine Uferlänge von 11,2 km. Mit einer durchschnittlichen Tiefe von 9,0 m und einer maximalen Tiefe von 31,4 m ist der See deutlich flacher als die Mehrzahl der untersuchten Gewässer. Der See zeichnet sich zudem durch das Vorkommen großräumiger Flachwasserbereiche besonders im nördlichen Teil des Seebeckens aus. Die Schwentine mündet aus dem Großen Plöner See kommend im Süden in den Kleinen Plöner See und durchfließt den See in nördlicher Richtung. Der Schwentinezufluss wurde bis 2009 durch ein Stauwehr reguliert, das 2009/2010 zurückgebaut und durch eine Sohlgleite ersetzt wurde. Der Wasserstand des Kleinen Plöner Sees ist auf eine Höhe von 20,6 m ü. NN eingeppegelt (StUA 2007). Das Auftreten von Hoch- oder Niedrigwasserereignissen wird stark von der Wasserstandsführung im Großen Plöner See beeinflusst. Der Kleine Plöner See ist als kalkreicher, geschichteter See mit großem Einzugsgebiet (Typ 10, Mathes et al. 2002) eingestuft, dessen Referenzzustand als mesotroph angegeben wird. Aktuell ist das Gewässer als eutroph 1 zu bezeichnen, was auch dem guten ökologischen Zustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entspricht (LLUR 2009, mündl.). Mit ca. 86 % der Phosphateinträge und ca. 76 % der Stickstoffeinträge erfolgt ein Großteil der Nährstoffzufuhr durch die Schwentine, während der Anteil direkt aus landwirtschaftlicher Nutzung stammender Einträge als eher gering eingeschätzt wird (LANU 2006). In unmittelbarer Nähe der Ufer des Kleinen Plöner Sees beschränkt sich die landwirtschaftliche Nutzung insbesondere am West- und am Ostufer auf Grünlandstandorte. In den nördlichen und südlichen Uferbereichen dominiert die Siedlungsnutzung, wobei die Siedlungsintensität im Areal der Stadt Plön am höchsten ist. Im Unterschied zu den anderen hier beschriebenen Gewässern treten abgesehen vom Nordufer nur kleinräumig Gehölzbestände auf. Der Kleine Plöner See wird in touristischer Hinsicht vorrangig durch Kanufahrer beansprucht, die das Gewässer mit dem Verlauf der Schwentine queren.

Der **Trammer See** ist mit einer Seefläche von 1,6 km² und einer Uferlänge von 9,44 km das kleinste Gewässer im Untersuchungsgebiet. Das durchschnittlich 11,2 m tiefe Seebecken wird durch die Insel Groten Warder in einen tieferen nördlichen Teil, der auch mit 33,4 m den tiefsten Punkt des Gewässers aufweist, und einen flacheren südlichen Teil gegliedert. Besonders ausgedehnte Flachwasserbereiche weist der östliche Bereich des Sees zwischen Parnaß und Eulenkrug auf. Als einziges aller Untersuchungsgewässer wird der Trammer See nicht von der Schwentine durchflossen, sondern ist mit dieser über einen Zufluss des Trentsees und der Plöner Stadtschwentine verbunden. Über die Wasserstandsführung im Trammer See liegen nur wenige Daten vor, da dort keine regelmäßigen Pegelmessungen durchgeführt werden. Laut Seenbericht B 52 des LANU (1999/2000) betrug der mittlere Wasserstand 1999 20,3 m. ü. NN, wobei es im Jahresverlauf zu Wasserstandsschwankungen von +/- 0,30 cm kam. Auffällig ist die Wassergangslinie aus dem Jahr 1999, die mit einem Absinken des Wasserstandes im Frühsommer sowie im Hochsommer auf eine naturnahe Wasserstandsführung hindeutet. Der Trammer See wird als kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet eingestuft (Typ 13,

Mathes et al. 2002). Der Referenzzustand des Gewässers nach LAWA wird mit oligotroph angegeben, wobei der See aktuell als eutroph 2 eingestuft wird (LLUR 2009, mündl.). Der überwiegende Teil der Nährstoffeinträge in den Trammer See ist auf landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet zurückzuführen: 67 % der Phosphor- und 46 % der Stickstoffeinträge stammen aus der Landwirtschaft. Einen hohen Anteil an den gesamten Stoffeinträgen hat der Niederschlag mit 17 % (P) bzw. 40 % (N) (LANU 2000). Die unmittelbar an die Ufer des Gewässers grenzenden Flächen sind im Norden und Osten durch Ackerbau und Grünlandnutzung geprägt. Die Siedlungsflächen der Stadt Plön beanspruchen, abgesehen von den bewaldeten Flächen des Parnaß, das südliche Ufer und mit einer Kleingartensiedlung auch das Westufer, während sich im Norden mit der Ortschaft Tramm nur eine kleinräumige Siedlung befindet. Touristische bzw. Freizeitnutzung findet am Trammer See in eingeschränktem Maße an den Badestellen und durch Bootsfahrten privater Anlieger statt.

Der **Dieksee** weist eine Seefläche von 3,75 km² und eine Uferlänge von 11,5 km auf. Das Seebecken ist in einen etwas flacheren östlichen Teil bei Gremsmühlen, in dem auch zwei Inseln liegen, und einen tieferen westlichen Bereich gegliedert, der mit 38,1 m den tiefsten Punkt des Seebeckens aufweist. Die durchschnittliche Seetiefe beträgt 14 m. Größere Flachwasserbereiche finden sich lediglich entlang der westlichen Uferabschnitte nahe der Ortschaften Niederkleevez und Timmdorf sowie im Umfeld der Inseln, während der überwiegende Teil der Ufer relativ steil abfällt und wenig durch Schilfröhrichte besiedelbare Fläche bietet. Die Schwentine durchfließt das Gewässer in ost-westlicher Richtung von Gremsmühlen bis zum Abfluss in den Behler See bei Timmdorf. Der Wasserstand des Dieksees ist auf eine Höhe von 22,4 m ü. NN reguliert (StUA 2007). Vor etwa drei Jahren erfolgte der Rückbau des Stauwehrs zwischen dem Kellersee und dem Dieksee, das durch eine Sohlgleite ersetzt wurde. Der Abfluss vom Dieksee in den Behler See erfolgt ohne regulierende Bauwerke. Die maximalen Wasserstandsschwankungen im Jahresverlauf betragen vor dem Einbau der Sohlgleite etwa +/- 20 cm. Der Dieksee ist als kalkreicher, geschichteter See mit großem Einzugsgebiet (Typ 10, Mathes et al. 2002) klassifiziert. Der Referenzzustand, den das Gewässer aktuell auch erreicht, wird als mesotroph angegeben (LLUR 2009, mündl.), während der gute ökologische Zustand gemäß WRRL als eutroph 1 bezeichnet wird. Etwa 80 % der Nährstoffeinträge in das Gewässer erfolgen über den Zufluss der Schwentine, während etwa 10 % der Nährstoffeinträge unmittelbar auf landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen sind. Diese dominiert im nördlichen und westlichen Uferbereich. Das Ostufer und der nord-westliche Uferbereich hingegen sind durch Siedlungen geprägt. Die Ortschaft (Malente-) Gremsmühlen bildet das Zentrum der Freizeitnutzung am Dieksee. Neben dem Schiffsverkehr durch Ausflugsschiffe sind hier in erster Linie der Verbau der Uferlinie durch eine Promenade als Nutzungsformen zu nennen. Das gesamte Gewässer wird durch einen Berufsfischer bewirtschaftet. Nahezu das gesamte Südufer und einige Abschnitte des Nordufers sind waldbestanden.

Der **Kellersee** ist mit einer Seefläche von 5,5 km² und einer Uferlänge von 15,5 km das zweitgrößte Gewässer im Untersuchungsgebiet. Das Seebecken gliedert sich in den flussähnlich verengten Bereich des Schwentinezuflusses im Süden sowie in ein deutlich morphologisch gegliedertes Seebecken, das keine Inseln aufweist. Die maximale Tiefe des Gewässers beträgt 25,8 m, wobei im Mittel eine Tiefe von 11,7 m erreicht wird. Nur wenige

Uferbereiche des Kellersees weisen umfangreichere Flachwasserbereiche auf. Diese befinden sich primär nahe der Ortschaft Sielbeck am Nordostufer des Sees sowie nahe des Gutes Rothensande im Südwesten. Vorrangig sind die Ufer durch eine steile Ufermorphologie geprägt. Die Schwentine durchfließt den Kellersee in ost-westlicher Richtung von Fissau bis Gremsmühlen. Der Zulauf der Schwentine von dem Großen Eutiner See in den Kellersee ist durch ein Stauwehr reguliert, welches in den kommenden Jahren zurückgebaut und durch eine Sohlgleite ersetzt werden soll. Bereits vor etwa drei Jahren erfolgte der Rückbau des Stauwehrs zwischen dem Kellersee und dem Dieksee. Auch dieses wurde durch eine Sohlgleite ersetzt. Der Wasserstand des Kellersees ist auf eine Höhe von 24,4 m. ü. NN eingepegelt (StUA 2007). Der Kellersee ist als kalkreicher, geschichteter See mit großem Einzugsgebiet (Typ 10, LANU 2006) klassifiziert, dessen Referenzzustand nach LAWA als mesotroph angegeben wird. Aktuell wird der Kellersee als eutroph 1 eingestuft, was auch dem guten ökologischen Zustand gemäß WRRL entspricht. Nahezu 54 % der Stickstoffeinträge und etwa 45 % der Phosphateinträge in den Kellersee stammen aus der Landwirtschaft, während etwa 13 % (P) bzw. 35 % (N) dem Gewässer über die Schwentine zugeführt werden (LANU 2006). Landwirtschaftlich genutzte Flächen in unmittelbarer Seenähe finden sich vor allem am Südufer nahe Rothensande sowie in westlichen Uferbereichen nahe Malente. Malente stellt die größte Ortschaft am Kellersee dar. Kleinere Ortschaften sowie einzeln gelegene Villen sind ansonsten kennzeichnend für die Siedlungsstrukturen an dem Gewässer. Der Kellersee wird lediglich extensiv durch (Ausflugs-) Schifffahrt touristisch genutzt. Das Gewässer wird durch einen Berufsfischer bewirtschaftet. Weite Abschnitte des südlichen Ufers und auch des Ostufers werden von Waldflächen eingenommen.

2.2 Anthropogene Einflüsse der Neuzeit

Seit dem Rückzug der Gletscher der Weichselvereisung 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 diskutierten 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 später 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 gut dokumentiert. Folgt man den Ausführungen Kiefmanns (1978), der die Ergebnisse der Arbeiten von Gripp (1953), Attmannspacher (1967) und Ohle (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. Für das Jahr 1570 ist 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 etwa 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. Auch die generative Ausbreitung des Schilfs dürfte auf den trocken gefallen 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 sieben analysierten Seen der Holsteinischen Schweiz festgestellt, dass die Anteil mit Röhricht bestandener Ufer Mitte des 20. Jahrhunderts deutlich höher war als Ende des 19. Jahrhunderts.

Entsprechende Entwicklungen wurden auch für einige oberbayerische Seen wie beispielsweise den Waginger-Tachinger See (Maurer 1993) und den Chiemsee (Mitterer 1993) dokumentiert. 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) im selben Zeitraum für das deutsche Ufer eine Ausbreitung der aquatischen *Phragmites*-Bestände. 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. 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.

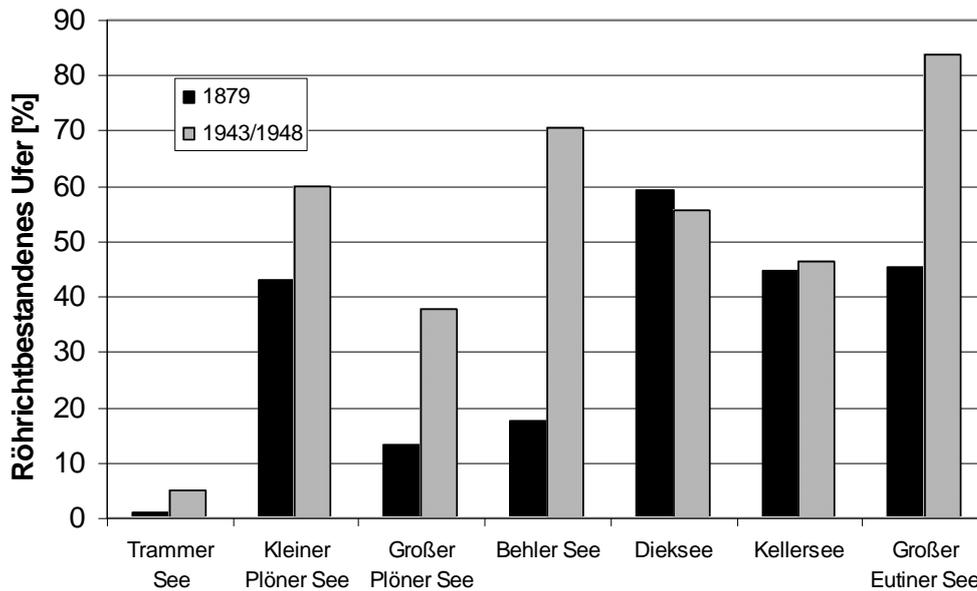


Abb. 2: Prozentualer Anteil des mit Röhrichten bestandenen Ufers von ausgewählten Seen der Holsteinischen Schweiz vor und nach der Seespiegelabsenkung bzw. Schwentine-Korrektur von 1882. Die mit Röhrichten bestandene Uferlänge wurde durch Vermessen der Länge von Uferbereichen mit Röhrichtsignatur aus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

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-morphologischen 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 Adaptionen von Pflanzenarten bilden sich entlang hydrologischer Gradienten in Feuchtgebieten oft deutliche Zonierungen der Vegetation (z.B. Salzmarschen, Auenvvegetation, 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). 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 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 Konkurrenz-Gleichgewicht 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 Seeufern. 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. Schlammflächen 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, den damit verbundenen Schattenwurf oder auch direkte Raumkonkurrenz 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 werden. 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 (2006) 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.

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 mechanischen 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 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 Schädigungen an Schilfbeständen kommen, so dass dieser Faktor von verschiedenen Autoren als wesentliche, wenn auch räumlich sehr variable Ursache des Schilfrückgangs angesehen wird (Utermöhl 1982, Ostendorp 1992, Stadt-Wald-Fluss 2000). 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 der 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. Parameter wie Störungsintensität, Düngung des Grünlandes, Vegetationshöhe, Artenzusammensetzung des Vegetationsbestandes sowie Eiweißanteil und Rohfaseranteil von Pflanzengewebe beeinflussen die Nutzung von Pflanzenbeständen durch Gänse (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). 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 metabolischer 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 Unterschützstellung der Uferzone. Bewaldete Flächen reichen an zahlreichen Gewässern bis an die Wasserlinie heran, was zu einer teils 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. Methoden und Arbeitsschritte

4.1 Projektstruktur und grundsätzliches Vorgehen

An dem Projekt „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ waren außer der Universität Hamburg mit der TU München / Limnologische Station Iffeldorf und dem Ökologie-Zentrum der Universität Kiel zwei weitere Universitäten beteiligt. Während an der Universität Hamburg die Projektleitung (Prof. Dr. K. Jensen), die Projektkoordination (Dipl-Geogr. W. Schoenberg) und das Teilprojekt Ökologie der Schilfröhrichte (Dipl-Biol. S. Heemann) angesiedelt waren, befassten sich die Mitarbeiter der Limnologischen Station Iffeldorf (Prof. Dr. A. Melzer, Dipl.-Ing S. Zimmermann, Dipl.-Ing. F. Löschenbrand, Diplomandin M. Eder) mit der Auswertung von Luftbildern, um die raumzeitliche Entwicklung der Röhrichte an den Seen der Holsteinischen Schweiz aufzuarbeiten. Am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel wurden die Untersuchungen zum Teilprojekt

Wasservögel und Schilfröhrichte durchgeführt (Prof. Dr. K. Dierßen, Dr. B. Holsten). Die Aggregation aller erarbeiteten Informationen erfolgte an der Universität Hamburg.

Unmittelbar nach Start des Projektes im Jahr 2005 wurde mit der Koordination und der projektbegleitenden Öffentlichkeitsarbeit begonnen (Kap. 7). Ebenfalls zum Herbst 2005 wurden die Arbeiten an der Luftbildauswertung (Kap. 4.2 u. 5.1) sowie die Vorbereitungen für die Untersuchungen im Gelände zu den Effekten des Fraßes durch Graugänse (Kap. 4.3 u. 5.2) und zur Ökologie der Schilfröhrichte (Kap. 4.4 u. 5.3) aufgenommen. Parallel dazu wurde durch das Sammeln autochthonen Saatguts an den Untersuchungsgewässern die Anzucht von Schilfpflanzen zur späteren Renaturierung ausgewählter Uferabschnitte vorbereitet. Während die Luftbildauswertung nach zwei Jahren mit der Erstellung eines Röhrichtkatasters (s. Anhang) für alle Untersuchungsgewässer erwartungsgemäß abgeschlossen wurde, endeten die Untersuchungen zu den oben genannten Faktoren im Herbst 2008. Zusätzlich zu den bereits in der Antragsphase des Projektes vorgesehenen Arbeiten wurden zwischen 2006 und 2009 zahlreiche zusätzliche Analysen und Erhebungen durchgeführt (Kap. 4.5 u. 5.4).

Aufbauend auf den Ergebnissen aller Untersuchungen konnte 2008 an ausgewählten Uferabschnitten des Großen Plöner Sees mit der Wiederansiedlung von Schilfröhrichten begonnen werden (Kap. 4.5 u. 5.8). Die Ergebnisse aller Untersuchungen flossen ebenfalls in die 2009/2010 durchgeführte GIS-basierte Analyse zu den historischen Ursachen des Röhrichtrückgangs (Kap. 4.5 u. 5.7) an den Seen der Holsteinischen Schweiz ein. Nachfolgend werden die für die wissenschaftlichen Untersuchungen und Analysen verwendeten Methoden skizziert. Methodik und Ergebnisse der Projektkoordination sowie der Öffentlichkeitsarbeit werden in Kap. 7 ausführlich erläutert.

4.2 Methodik der Luftbildauswertung

4.2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die räumliche Dynamik der aquatischen Röhrichtbestände an Gewässern der Holsteinischen Schweiz (Großen Plöner See, Kleiner Plöner See, Dieksee, Trammersee, Großer Eutiner See und Kellersee) wurde unter Verwendung einer Methoden-Kombination für den Zeitraum von 1953 – 2006 erfasst. 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 ehemalige Ausdehnung der aquatischen Röhrichtbestände früherer Jahrgänge 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 ebenfalls See umspannende Erfassung der aktuellen Ausdehnung der aquatischen Röhrichtbestände erfolgte anhand einer GPS (Global Positioning System) gestützten Vorortkartierung im Sommer 2006.

4.2.2 Erfassung der aktuellen aquatischen Röhrichtbestände

Die Erfassung der aquatischen Schilfröhrichte wurde von einem Motorboot aus oder mit einer Wathose im Wasser wadend von der Seeseite her durchgeführt. Neben den einzelnen Röhrichtarten und -strukturen wurden als Überreste ehemaliger Schilfbestände auch Stoppelfelder kartiert.

Die im August 2006 durchgeführte Vorortkartierung erfolgte mit einem Differentiellen GPS-Empfänger (DGPS) mit Echtzeitkorrektur. Hierbei handelt es sich um den *TDC2 Asset Surveyor* der Firma *Trimble*, kombiniert mit einem in die GPS-Antenne integrierten Beacon-Empfänger (Küstenfunk).

Die verwendete Differential GPS-Messmethode ist ein Verfahren, bei dem neben dem Satellitensignal ein zweiter stationärer Empfänger zur Korrektur der Feldmessung als Referenzstation eingesetzt wird. Diese Basisstation sendet die Fehlerkorrekturdaten an den Feldempfänger. Anhand dieser ausgestrahlten Korrekturmitteilung wird die vorherige Positionsbestimmung der aufgenommenen Daten in Echtzeit korrigiert. Mit Hilfe der differentiellen Positionsbestimmung lässt sich das Genauigkeitspotenzial der GPS-Messung um ein vielfaches erhöhen, so dass Präzisionen im Dezimeter-Bereich erreicht werden können. Somit konnte während der Feld-Kartierung mit einer Genauigkeit im Submeter-Bereich gearbeitet werden.

Die Qualität der anhand des DGPS erhobenen Daten wird aus dem so genannten DOP-Wert abgeleitet. Der DOP-Wert (Dilution of Precision) zeigt Veränderungen der Messgenauigkeit an. Dabei bezeichnet ein geringer DOP-Wert eine günstige Satelliten-Empfänger-Geometrie für eine präzise Positionsbestimmung. Während der mehrtägigen Kartierung lagen die besten DOP-Werte bei 1,9. In Fällen einer gleich bleibend schlechten Satellitenverfügbarkeit wurden die Messungen auf einen anderen Zeitpunkt verschoben. Handelte es sich um eine schlechte Satellitenverbindung aufgrund von Störungen, wie sie vereinzelt z. B. von hohen Bäumen verursacht werden können, wurde der Schilfbestand geschätzt und als Fläche in die Kartierkarten eingezeichnet. Als Grundlage für die Kartierung dienten Kartierkarten in Form von farbigen Orthophotos von 2004. Die für die Kartierung verwendeten Arbeitskarten dienten zum einen als Orientierungshilfe im Gelände und zum anderen für die Aufzeichnung von Bemerkungen sowie zur parallelen Einzeichnung aller mit dem GPS aufgenommenen Flächen.

Im Verlauf der Kartierung der Schilfflächen im Gelände traten unterschiedliche Bestandsstrukturen auf, die in die drei Kategorien „lockerer“, „dichter“ und „horstartiger Schilfbestand“ unterteilt wurden. Gemäß der Struktur und der Ausprägung des Schilfbestandes wurde bei der Vorortkartierung unterschiedlich vorgegangen.

- I. War einem dichten Bestand ein unregelmäßig breiter lockerer Bestand vorgelagert, so wurde die vorderste seewärtige Schilfkante des lockeren Bestands aufgenommen. Die Ausdehnung des dichten Bestandes wurde durch senkrechte Messungen durch den lockeren Bestand mit Referenzpunkten gekennzeichnet.
- II. War einem dichten Bestand ein regelmäßig breiter lockerer Bestand vorgelagert, wurde die dichte Bestandsgrenze aufgenommen und seine Ausdehnung mit Referenzpunkten gekennzeichnet. Die Breite des lockeren Bestands wurde handschriftlich zu der Zeichnung in die Kartierkarte notiert.

- III. Die Ausbreitungsfront lockerer Schilfbestände wurde durch die Kartierung der äußersten Schilfausläufer erfasst, kleine Löcher (bis ca. 50 cm) wurden hierbei übergangen und als Fläche mitkartiert.
- IV. Schilf-Horste gehörten aufgrund ihrer individuellen Struktur einer eigenen Kategorie an und wurden wie folgt aufgenommen:
- a) Großflächig auftretende Horste wurden von Horst zu Horst an der äußeren seewärtigen Front aufgenommen, wobei Zwischenräume (von ca. 0,5-1 m) übergangen und als Fläche erfasst wurden.
 - b) Einzelne auftretende Horste wurden entlang ihrer Schilfkante aufgenommen.

Zusätzlich zu den oben genannten Kategorien wurde nach dem Vorkommen bestandsbildender Arten unterschieden.

Tab. 1: Kartierschlüssel und Codierung des gesamten im Verlauf der Vermessung erfassten aquatischen Röhrichtbestandes

Codier-Nr.	Röhricht-Beschreibung	Bestandesstruktur
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> mit <i>Phragmites australis</i>	dicht locker
7	Kleinröhricht*	
8	Kleinröhricht* mit <i>Phragmites australis</i>	locker
9	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	locker
10	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	dicht

*den Kleinröhricht zugeordnete Pflanzenarten sind *Iris pseudacorus*, *Sparganium emersum*, versch. Seggen.

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 die in Tab. 1 aufgeführten Klassen eingeteilt.

Für die Kartierung der aquatischen Schilfbestände eignet sich besonders Bildmaterial, das zum Ende der Vegetationsperiode aufgenommen wurde. Zu diesem Zeitpunkt

aufgenommenes Luftbildmaterial weist zum einen einen hohen Kontrast zwischen dem Schilfröhricht und dem Festland auf und zum anderen können die lockeren *Phragmites*-Bestände gut erkannt werden. Neben der Jahreszeit spielt auch die Tageszeit, zu der die Befliegung stattgefunden hat, eine wesentliche Rolle. Das der Ermittlung des raum-zeitlichen Entwicklungsmusters der Röhrichtbestände an Seen der Holsteinischen Schweiz zugrunde liegende Luftbildmaterial weist eine hohe Heterogenität der einzelnen Jahrgänge auf (Tab. 2). Zum Teil musste das vorliegende Luftbildmaterial aufgrund auftretender Lagefehler georeferenziert werden.

Tab. 2: Zur Erfassung der raum-zeitlichen Veränderungen der Röhrichtbestände der Seen der Holsteinischen Schweiz verwendetes Luftbildmaterial mit Angaben zu den von C. Buske (1991) ausgewerteten Bildfolgen

Jahr	1953	1959	1989	1991	1999	2004	2004
Bildmaterial	Diapositiv SW 23x23cm	Diapositiv SW 23x23cm	Diapositiv SW 23x23cm	CIR	Diapositiv SW ¹ 23x23cm	Farbortho- photo	SW- Ortho- photo
Aufnahmezeitpunkt	27.09.	08.09.	16.05. bzw. 26.03.	06.07.	04.05.	Sommer	21.04. Plön 09.04. Eutin
Aufnahme maßstab	1:20.900	-	1:16.000	-	1:16.000	-	1:5.000
Pixelgröße	-	-	-	-	-	50 cm	40 cm
Firma	Royal Air Force	MGA	LVA	LANU ⁶	LVA	EFTAS InVeKoS	LVA
Buske 91´ Gr. Plöner	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein

Als Anhaltspunkt für die nachfolgende Digitalisierung aktueller und historischer (Luftbild-) Daten wurde im ersten Schritt die Uferlinie bezogen auf die Orthophotos von 2004 im Maßstab 1:500 digitalisiert. Somit wurde ein einheitlicher Bezug für die anschließende Bearbeitung der Jahrgänge 1953 – 2006 geschaffen. Die Festlegung der Uferlinie orientierte sich an folgende Definitionen nach Hoffmann (2000) und Melzer et al. (2001):

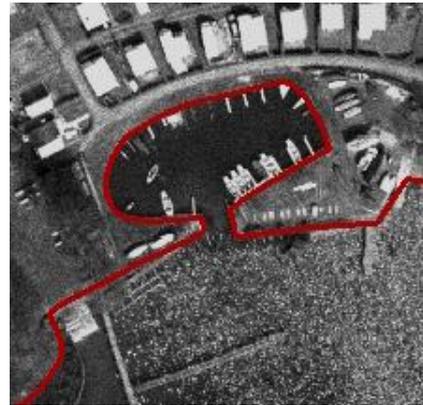
Vegetationsloses Ufer

Die Uferlinie verläuft mittig auf dem freien Uferstreifen. Zu beachten ist hierbei der Zeitpunkt der Luftbildaufnahme, da dieser für den Wasserstand erheblich sein kann. Treibholzansammlungen oder Farbveränderungen sind Anzeichen für den Verlauf der Mittelwasserlinie.



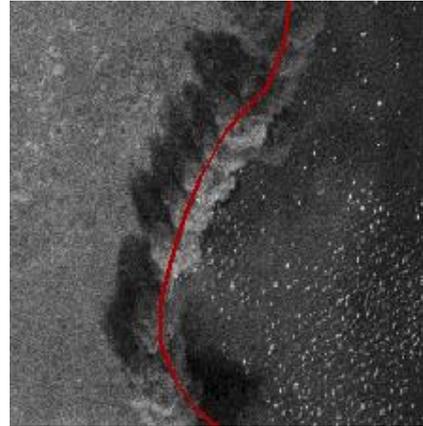
Verbautes Ufer

Die Uferlinie verläuft wasserseitig entlang der Uferverbauung.



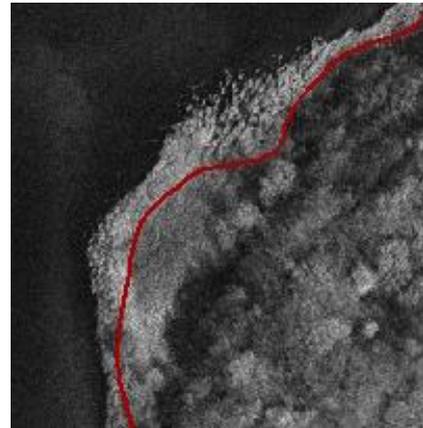
Baumbeständenes Ufer

Die Uferlinie verläuft im Zentrum der Baumkronen. Hierbei geht man davon aus, dass die Bäume sich mit ihrem Stamm direkt am Ufer befinden und die seeseitige Hälfte ihrer Baumkrone über das Wasser ragt.



Schilfbeständenes Ufer

Die Uferlinie verläuft zwischen aquatischen und terrestrischen Schilfbeständen. Sie ist gekennzeichnet durch eine farbliche Abstufung, die zu einer optischen abgesetzten Kante führt.



Ausgehend von der erstellten Uferlinie erfolgte die Digitalisierung aller aquatischen Röhrichtbestände im Maßstab 1:500 bis 1:1000.

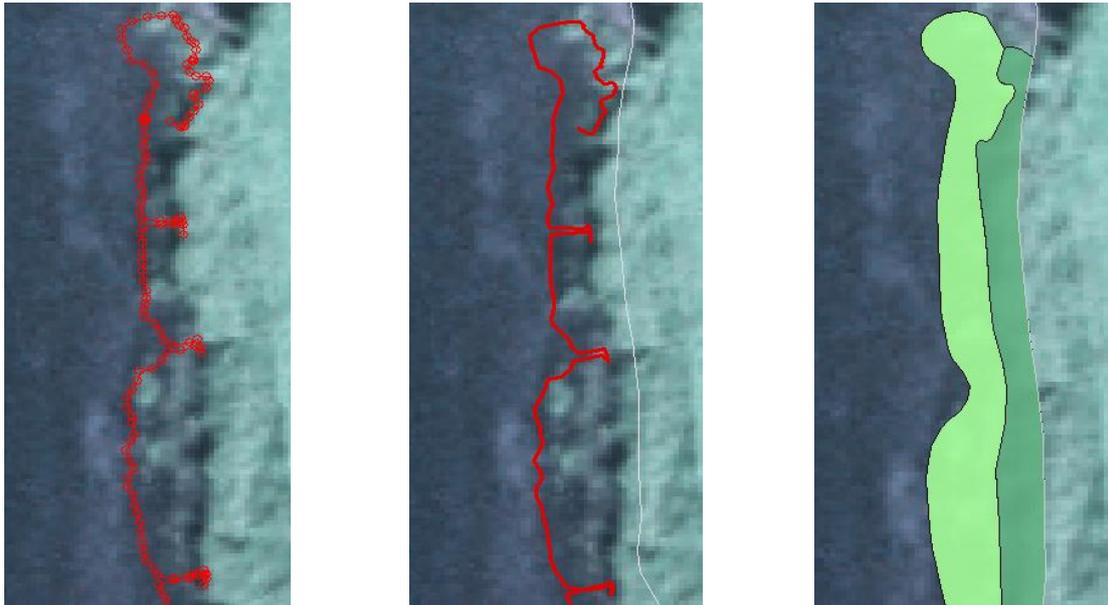
Für den Großen Plöner See konnte auf eine bereits bestehende Luftbilddauswertung für die Jahrgänge 1953, 1959 und 1989 zurückgegriffen werden. Diese wurde von Buske (1991) unter Verwendung eines Spiegelstereoskops analog durchgeführt. Um die Ergebnisse der Luftbilddauswertung von Buske (1991) auch digital nutzen zu können, wurden die Jahrgänge 1953, 1959 und 1989 gescannt und in *ArcGIS 9.1* von *ESRI* importiert. Aufgrund einer zu geringen Lagegenauigkeit wurden die Durchzeichnungen auf Grundlage der Schwarz-Weiß Orthophotos von 2004 anschließend georeferenziert.

Für alle weiteren Untersuchungsgewässer lagen bislang keine Daten zu Röhrichtausdehnung 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 Röhrichtarten und deren Vitalitätsgrad entnommen werden. Aufgrund dieser fehlenden Differenzierungsmöglichkeiten konnte für diese Jahrgänge auch nicht zwischen lockeren, dichten und horstartigen Schilfbeständen unterschieden werden, so dass hier alle Röhrichtbestände als dichter aquatischer Röhrichtbestand definiert wurden. Im Unterschied dazu war beispielsweise bei den Color-Infrarot-(CIR)-Aufnahmen von 1991 aufgrund von unterschiedlichen Reflexionseigenschaften der Vegetation eine Differenzierung der Bestände möglich.

Die GPS-Aufzeichnungen aus der aktuellen Kartierung von 2006 wurden als Rohdaten in das *GPS-Pathfinder Office* Programm der Firma *Trimble* eingelesen. Die gesetzten Messpunkte ermöglichten ein visuelles Abbild der kartierten Geometrie der einzelnen Röhrichtfronten. Zudem kann anhand der DOP-Werte, die in Form von Kreisen angezeigt werden, siehe Abbildung 3 (1), die Genauigkeit der GPS-Werte kontrolliert werden.

Nach der Aufbereitung der GPS-Daten im *Pathfinder Office* wurden diese ebenfalls in *ArcGIS 9.1* importiert. Die auf Abbildung 3 (2) zu sehende Geometrie wurde auf Basis der Orthophotos von 2004 und der im Vorfeld definierten Uferlinie digitalisiert (Abb. 3 [3]).

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. Zu der grafischen Darstellung der einzelnen Röhrichtflächen erfolgte eine Visualisierung der Flächenverluste und –zugewinne anhand von Diagrammen. Diese zeigen zum einen den Entwicklungsverlauf der dichten aquatischen Röhrichtbestände am gesamten See und zum anderen die Entwicklung der Röhrichtbestände in dem jeweiligen Abschnitt (s. Anhang).



1) DOP-Wert im Pathfinder Office 2) Importierte GPS-Daten im GIS mit Uferlinie (grau) 3) Digitalisierte Schilf-bestände im GIS mit Uferlinie (grau)

Abb. 3: Arbeitsschritte zur Übertragung der DGPS-Daten aus der Geländekartierung in ein GIS auf Grundlage der Farb-Orthophotos von 2004 (LVA S-H)

4.3 Methoden zur Untersuchung der Effekte des Fraßes durch Wasservögel

4.3.1 Effekte des Fraßes unterschiedlicher Vogelarten auf Schilfbestände

Als Verursacher von Fraßschäden am Schilf kommen verschiedene Wasservogelarten in Frage. Neben Graugänsen fressen Höckerschwäne und Blesrallen sowie die sich in Norddeutschland derzeit ausbreitenden Kanadagänse am Schilf. Die Fraßschäden treten überwiegend während der Vegetationsperiode auf, in der dann zumeist oberhalb der Wasseroberfläche (z.B. von Graugänsen) gefressen wird. Während des zeitigen Frühjahrs werden aber von Blesrallen auch junge Schilfsprosse unter Wasser abgefressen (Krauß 1979).

Die Erfassung der unter Wasser gefressen Schilfanteile ist mit besonderen Schwierigkeiten verbunden. Da die Schilfsprosse nicht vollständig gefressen werden, können die Überreste regelmäßig im Spülsaum an den Seeufern gefunden werden. Im vorliegenden Projekt brachten Beobachtungen an Spülsäumen zur Einschätzung der durch Blesrallen verursachten Fraßschäden aber keine ausreichend genauen Ergebnisse. Daher erfolgte die Einschätzung der Bedeutung des Fraßes während des Winterhalbjahres indirekt über die Auswertung von Wasservogelzählungen aus den letzten Jahrzehnten. Bei der Wasservogelzählung werden ein Mal pro Monat zwischen September und April jeden Jahres die Vogelarten und Anzahlen an unterschiedlichen Gewässern in Schleswig-Holstein erfasst. Um den potenziellen Fraßdruck auf das Schilf zwischen den Seen besser vergleichen zu können, wurden die mittleren langjährigen Wasservogelzahlen der unterschiedlichen Arten in das mittlere Gewicht von Graugänsen (3000 g) umgerechnet („Graugansäquivalente“).

Der Nahrungsbedarf von Vögeln hängt linear von deren Körpergewicht ab. Viele Individuen mit einem geringen Körpergewicht haben somit einen ähnlichen Nahrungsbedarf wie ein

einzelnes Tier mit einem entsprechend hohen Gewicht (Nagy 1987). Das Gewicht von Höckerschwänen wurde mit 15000 g angenommen, das der Blesrallen mit 700 g und die Kanadagans mit 4500 g in die Berechnungen ein. Um eine Vergleichbarkeit der Seen untereinander zu erreichen, wurde zudem die Summe der Graugansäquivalente der Arten pro See auf jeweils einen km Uferlinie umgerechnet.

4.3.2 Ermittlung einer Schadensschwelle

Der Einfluss des Fraßes durch Wasservögel auf Schilf wurde bislang kaum quantifiziert. Gräser (wie das Schilf) haben prinzipiell ein hohes Regenerationsvermögen. Sie können auf Biomasseverluste durch Fraß somit bis zu einem gewissen Grad mit Kompensation oder Überkompensation reagieren. Bislang ist unklar, wie groß ein Fraßschaden an einem aquatischen Schilfbestand höchstens sein darf, damit er noch kompensiert werden kann. Um eine entsprechende Schadensschwelle für den Fraß durch Wasservögel an aquatischen Röhrichtbeständen zu ermitteln, wurde ein Experiment durchgeführt, in dem vom Frühjahr 2006 bis Herbst 2008 an bestehenden Schilfbeständen an zwei Seen kontrolliert Biomasse entnommen wurde (Abb. 4). Am Großen Eutiner See und am Kleinen Plöner See wurden je fünf vorhandene aquatische Schilfbestände zum Schutz vor Wasservogelfraß eingezäunt. An diesen Schilfbeständen wurde (wenn nicht anders vermerkt) gemäß des Fraßverhaltens der Graugänse vom Wasser aus in Richtung Land Biomasse entnommen.

Hierbei wurden auf jeder der zehn Experimentalflächen folgende sechs Varianten untersucht:

- I. Keine Entfernung von Biomasse (Kontrolle)
- II. Entfernen von 25 % der Bestandsbreite ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- III. Entfernen von 25 % der Bestandsbreite ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Juni.
- IV. Entfernen von 25 % der Bestandsbreite ca. 4 cm unter der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- V. Entfernen von 50 % der Bestandsbreite ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- VI. Entfernen von 50 % aller Halme ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai, gleichmäßig im Bestand verteilt.

Somit wurde in dem Experiment überprüft, ob die Fähigkeit aquatischer Röhrichtbestände zur Kompensation von Fraßschäden (i) von dem prozentualen Anteil der entnommenen Biomasse, (ii) von der Breite des geschädigten Schilfabchnittes, (iii) vom Zeitpunkt der Schädigung und/oder (iv) von der Lage der Abbissstelle über oder unter Wasser abhängig ist.



A



B

Abb. 4: Versuchspflanzungen in Kübeln (A) an der Universität Kiel im Jahr 2005 und eingezäunte Versuchsfläche am Kleinen Plöner See (B).

Die sechs Versuchsvarianten bestanden aus parallelen Streifen, die jeweils vom Ufer ins Wasser verliefen und mit Bändern abgetrennt wurden. Mitte Mai und Mitte Juni wurden die Halme mit Scheren entfernt und ins Labor verbracht. Dort wurden Halmanzahl und Trockengewicht ermittelt. Die Regeneration der Schilfbestände nach dem künstlichen Fraßschaden wurde Mitte September jedes Jahres dokumentiert. Es wurden die Anzahl der lebenden Halme pro m² und die Bestandesbreite (Ausdehnung vom Ufer bis zur wasserseitigen Ausbreitungsfrent) erfasst.

Weiterhin wurde bereits im Herbst 2005 eine Anpflanzung von aus regionalem Saatgut (Aukrug) vorgezogenen Schilfpflanzen in Kübeln auf dem Versuchsgelände der Universität Kiel vorgenommen, an der ein weiteres Experiment zu den Efeften von simuliertem Gänsefrass durchgeführt wurde. Pro Kübel wurden 10 Pflanztöpfe in etwa 10 cm ungewaschenen Sand gepflanzt und mit etwa 15 cm Wasser überstaut. Insgesamt wurden 30 Kübel bepflanzt. Somit lagen von folgenden sechs Versuchsvarianten jeweils fünf Wiederholungen vor..

- I. Keine Entfernung von Biomasse (Kontrolle)
- II. Entfernen von 25 % der Halme ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- III. Entfernen von 25 % der Halme ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Juni.
- IV. Entfernen von 25 % der Halme ca. 4 cm unter der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- V. Entfernen von 50 % der Halme ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai.
- VI. Entfernen von 75 % der Halme ca. 4 cm über der Wasseroberfläche Mitte Mai.

Im Frühsommer 2006, 2007 und 2008 wurden an diesen Pflanzen unterschiedliche Anteile der Biomasse entfernt. Die geernteten Halme wurden ebenfalls ins Labor verbracht, um die Anzahl der Halme und deren Trockengewicht festzustellen.

Im September 2005 wurde von einem der 10 gepflanzten Töpfe in jedem Kübel die Anzahl und Länge aller Halme aufgenommen. Zusätzlich wurde die Gesamtzahl aller Halme pro Kübel gezählt. Diese Messung wurde im Herbst 2006, 2007 und 2008 wiederholt.

Im Frühjahr 2007 wurden die Kübel unterteilt: Jeweils fünf Schilfindividuen wurden weiterhin entsprechend dem Versuchsaufbau beerchtet, während die verbleibenden je fünf Individuen unbeeinträchtigt blieben, um das Regenerationsvermögen nach Ausbleiben wiederholter Fraßschäden zu erfassen.

Zur Überprüfung der Übertragbarkeit der experimentellen Ergebnisse zur Ermittlung einer Schadensschwelle wurde am Großen Eutiner See eine Freilandbefassung des Fraßes durch Graugänse durchgeführt. In den Jahren 2006, 2007 und 2008 wurde jeweils am Ende der Mauserzeit der Fraß am Schilf vollständig vom Boot aus erfasst. Hierbei wurden die aquatischen Röhrichtbestände am Seeufer nach morphologischen Kriterien in einzelne Abschnitte mit unterschiedlicher uferparalleler Länge eingeteilt. Von den Röhrichtbeständen der differenzierten Uferabschnitte wurden dann Breite und Länge des befreßenen Bestandes erhoben sowie die Halmdichte in drei Klassen (< 20 , $20-60$, > 60 Halme pro m^2) geschätzt. Nach der Übertragung der Daten in ein Geographisches Informationssystem (GIS) konnte für die Uferabschnitte die Fraßintensität berechnet werden. Hierbei wurde die Größe der abgefressenen Fläche, die berechnete Anzahl der abgeweideten Halme sowie der Fraß in Prozent der jeweiligen Bestandsbreite berechnet. Die Fraßintensität wurde anschließend mit der Entwicklung der aquatischen Röhrichtbestände verglichen. Die Röhrichtentwicklung wurde dabei durch eine Kartierung der Ausbreitungsfront der aquatischen Röhrichtbestände im Herbst 2006 und 2008 anhand eines DGPS durch die Limnologische Station Iffeldorf der TU München (vgl. Kap. 4.2) erfasst.

4.3.3 Landschaftsmerkmale, Raumnutzung von Graugänsen und Röhrichtrückgang

Um zu überprüfen, ob sich die Gefährdung des Schilfes durch den Fraß mausernder Graugänse an einem See aus allgemeinen Landschaftsmerkmalen ableiten lässt und inwieweit die Raumnutzung der Graugänse von diesen Merkmalen beeinflusst wird, wurden folgende Untersuchungen durchgeführt: Zunächst wurden die Ergebnisse der Luftbildauswertung (vgl. Kap. 5.1) für den Großen Plöner See, den Kleinen Plöner See, den Großen Eutiner See sowie den Trammer See und den Dieksee mit Daten zur Entwicklung der Größe der Mauserbestände der Graugänse an diesen Gewässern verknüpft. Anschließend wurden weitere 15 Gewässer ausgewählt, die nicht von Graugänsen zur Mauser genutzt werden. Für alle Gewässer wurde die Verfügbarkeit von Grünländern als Äsungsflächen für Gänse aus Luftbildern ermittelt.

Um die Parameter zu bestimmen, die einen Einfluss auf die Raumnutzung von mausernden Graugänsen haben, wurden im Juni 2006 die Ufer dieser Seen der Holsteinischen Schweiz hinsichtlich möglicher Einflussfaktoren kartiert. Bei den Erhebungen wurden die Parameter Anzahl Kotstücke pro m^2 , Entfernung der Gänse vom Gewässerufer (am weitesten landeinwärts gefundene Kotpuren), Artenzusammensetzung der Vegetation, Vegetationshöhe, Entfernung zwischen Grünland und Gewässerufer sowie Breite der Zugänge vom See zum Grünland erfasst. Darüber hinaus wurden Informationen über potenzielle Störungen wie Freizeitaktivitäten, Jagddruck und die Lage von Seeadlerrevieren zusammengestellt. Freizeitbootsaktivitäten wurden durch eigene Beobachtungen und die Befragung von Anwohnern erfasst. Beim Wildtierkataster wurde die Anzahl der

Gänseabschüsse in Revieren mit Seezugang eingesehen. Die Brutverteilung und Raumnutzung von Seeadlern wurde bei der Staatlichen Vogelwarte erfragt.

Der Anteil der Nahrung von Graugänsen, der während der Mauser auf dem Grünland aufgenommen wurde, lässt sich anhand der Anzahl Kotstücke auf dem Grünland näherungsweise bestimmen. Aerts et al. (1996) ermittelten eine Produktion von 137 Kotstücken pro Graugans und Tag, also 3836 Kotstücke in den 28 Tagen der Mauser. Multipliziert man diese Zahl mit der Anzahl der mausernden Gänse pro See, so ergibt sich die errechnete (theoretische) Gesamtanzahl produzierter Kotstücke pro See. Werden die tatsächlich kartierten Dichten der Kotstücke auf den Grünlandbeständen nun in Relation zur Gesamtproduktion von Kotstücken gesetzt, so ergibt sich der Anteil des Nahrungsbedarfes der Graugänse, der auf dem Grünland und somit nicht von aquatischen Röhrichten gedeckt wird.

4.3.4 Eigenschaften alternativer Nahrungsflächen

Um die Nahrungsqualität von landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zu Schilfbeständen beurteilen zu können, wurden chemische Analysen der Inhaltsstoffe von aquatischen Schilfbeständen, von Grünlandbeständen und einer Ackerfläche während der Mauserzeit durchgeführt. Für die Grünlandbestände wurden gleichzeitig Vegetationsaufnahmen erstellt und die Futterwertzahlen nach Klapp (1965) ermittelt. Hierdurch sollte die Nahrungsqualität der landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zu den Schilfbeständen beurteilt und der Zusammenhang zwischen den aufwändig zu ermittelnden Daten der chemischen Analysen und den einfach erfassbaren Parametern der Futterwertzahlen geklärt werden. Zudem sollte die Übertragbarkeit der für Nutztiere entwickelten Futterwertzahlen auf die Nahrungsansprüche der Graugänse geprüft werden.

Für die chemischen Analysen wurden während der Vegetationsperiode 2006 zwischen dem 27.04. und dem 22.06. bzw. 06.07. mehrfach Blätter von den Vegetationsbeständen geerntet und im Labor getrocknet. Von je vier Schilfbeständen wurden an Land und im Wasser Proben genommen. Bei jeweils fünf Schilfpflanzen wurden die obersten 5 cm der Sprossachse sowie je 10 Blätter in einer Höhe von 0-40 cm sowie 40-80 cm geerntet. Zu Beginn der Probennahme waren die Blätter noch nicht entwickelt und die Sprosse im Wasser waren ebenfalls nicht über Wasser erschienen. Später im Jahr waren die unteren Blätter der landständigen Schilfhalme teilweise bereits vertrocknet. Daher sind nicht an allen Terminen jeweils tatsächlich Proben von allen Beständen genommen worden. Gleichzeitig wurden an jedem Termin je vier Biomasseproben in extensiv genutztem Grünland genommen, wobei auf einer Wiese und einer Weide jeweils im feuchten und in den trockenen Bereichen geerntet wurde. Weitere vier Biomasseproben wurden von einem Weizenacker, einem Intensivgrünland und zwei regelmäßig gemähten Freizeitrassen entnommen.

Alle Biomasseproben wurden zunächst im Labor getrocknet und mit einer Ultrazentrifugalmühle gemahlen. Jeweils 4-11 g Pflanzenpulver wurde in Zinnschiffchen eingewogen und anschließend in einem "Elementaranalysator" der Firma HEKA-tech verbrannt (Fehlergröße unter 0,1 %).

Während der Jahre 2005, 2006 und 2007 wurde die aktuelle Nutzung der beprobten unterschiedlichen Flächen durch mausernde Graugänse jeweils am Ende der Mauserzeit

erfasst. Hierzu wurden die Kotstücke pro m² ermittelt und die maximale Entfernung der Gänse vom Ufer notiert. Gleichzeitig wurden die Form und die Intensität der menschlichen Nutzung der Flächen notiert und Vegetationsaufnahmen erstellt, aus denen die Futterwerte ermittelt wurden.

4.3.5 Maßnahmen zur Reduzierung des Fraßes von Wasservögeln an Röhrichten

Bereitstellung weiterer Äsungsflächen – Grünlandangebot und Fraßschäden

Ausgehend von der Annahme, dass der Fraßdruck auf die aquatischen Röhrichte sinkt, wenn Gänse ihren Nahrungsbedarf während der Mauserzeit auch auf Grünlandflächen decken können, sollten im Rahmen des Projektes Maßnahmen zum Wasservogelmanagement entwickelt werden. Als eine Grundlage zur Entwicklung entsprechender Maßnahmen wurden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Futterqualität unterschiedlicher Nahrungsflächen und zur Raumnutzung durch Graugänse genutzt (vgl. Kap. 5.2). Als eine weitere Grundlage für ein Wasservogelmanagement wurde überprüft, ob die Fraßschäden an aquatischen Röhrichten an Seen mit einer guten Grünlandverfügbarkeit (Kleiner Plöner See, Trammer See) geringer sind als an Seen mit einem geringen Grünlandanteil (Großer Eutiner See). Hierzu wurden die Fraßschäden an aquatischen Röhrichten im Juli 2006 an den drei genannten Gewässern vom Wasser aus erfasst, wobei die Halmdichte in den befressenen Bereichen, die Gesamtbreite des Röhrichtbestandes, die Breite des befressenen Bereiches bis zum Ufer sowie die Länge der Abschnitte und der Zeitpunkt des Fraßes erhoben wurde.

Reduktion der Fraßschäden durch temporäre und permanente Abzäunungen

Ergänzend zur Ableitung von Maßnahmen zum Management der Graugansbestände durch die Bereitstellung alternativer Äsungsflächen wurden im Rahmen des Projektes verschiedene permanente und temporäre Zaunvarianten im Hinblick auf anfallende Kosten und Funktionalität untersucht. Während die dauerhaften Zäunungen Teil des experimentellen Ansatzes zur Erfassung der Effekte verschiedener Renaturierungsmaßnahmen waren (s. 4.4), wurden temporäre Zäunungen in Zusammenarbeit mit verschiedenen Seeanliegern erprobt.

4.4 Untersuchungen zu den Effekten von Renaturierungsmaßnahmen

4.4.1 Experimenteller Ansatz

Von Beginn der Vegetationsperiode 2006 bis in den Herbst des Jahres 2008 wurden im Rahmen von Experimenten Schutz- und Renaturierungsverfahren für aquatische Schilfröhrichte erprobt und bezüglich ihrer Bedeutung für Schilfwachstum und –etablierung untersucht. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen die Auswirkungen (i) mechanischer Belastung durch Algenmatten und Treibholz in Verbindung mit Wellenschlag, (ii) der Beschattung der Röhrichtbestände durch im Uferbereich aufgewachsene dichte Gehölzbestände sowie (iii) des Fraßes durch Wasservögel auf die Bestandesstruktur und den Etablierungserfolg. Die Experimente zielten darauf ab, folgende Fragestellungen zu beantworten:

- Welchen Einfluss haben die Faktoren Lichtverfügbarkeit, mechanische Belastung und Beweidung durch Wasservögel auf Wachstum und Entwicklung vorhandener Schilfbestände und welchen Effekt hat das Zusammenwirken einzelner Faktoren?
- Welche Faktoren verhindern eine Neuansiedlung von Schilfbeständen?
- Wie wirken sich bestimmte Schutzmaßnahmen auf die Entwicklung vorhandener Schilfbestände aus?
- Durch welche Maßnahmen kann eine Neuansiedlung von Schilfbeständen gefördert werden?

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 20 Untersuchungsflächen im Littoral von fünf Seen angelegt (Großer Eutiner See, Kellersee, Dieksee, Großer Plöner See, Kleiner Plöner See). Alle Experimente wurden als faktorielle Experimente angelegt, um sowohl die genannten Faktoren als auch deren Interaktionen analysieren zu können.

4.4.2 Effekte von Gehölzentnahme und Ausschluss von Wasservögeln

Um die Effekte von (i) verbesserter Lichtverfügbarkeit nach einer Entnahme von Ufergehölzen sowie (ii) von Ausschluss der Beweidung von Wasservögeln auf bestehende Röhrichtbestände zu untersuchen, wurden im März 2006 vier Untersuchungsflächen sowie weitere drei im Frühjahr 2007 an vier Seen (Großer Plöner See, Dieksee, Kellersee, Großer Eutiner See) angelegt. Die Flächen nehmen jeweils eine Uferlänge von 20 m ein und liegen ausschließlich an nach Norden ausgerichteten Uferabschnitten, da hier die Auswirkungen der Beschattung durch Ufergehölze am stärksten sind. Wie der Abb. 5 zu entnehmen ist, wurden auf einer Uferlänge von 10 m die Gehölze im direkten Uferbereich entfernt, auf den verbleibenden 10 m wurden sie belassen. Ein jeweils 5 m breiter Röhrichtstreifen wurde zum Schutz vor dem Verbiss durch Wasservögel eingezäunt (unbeweidet).

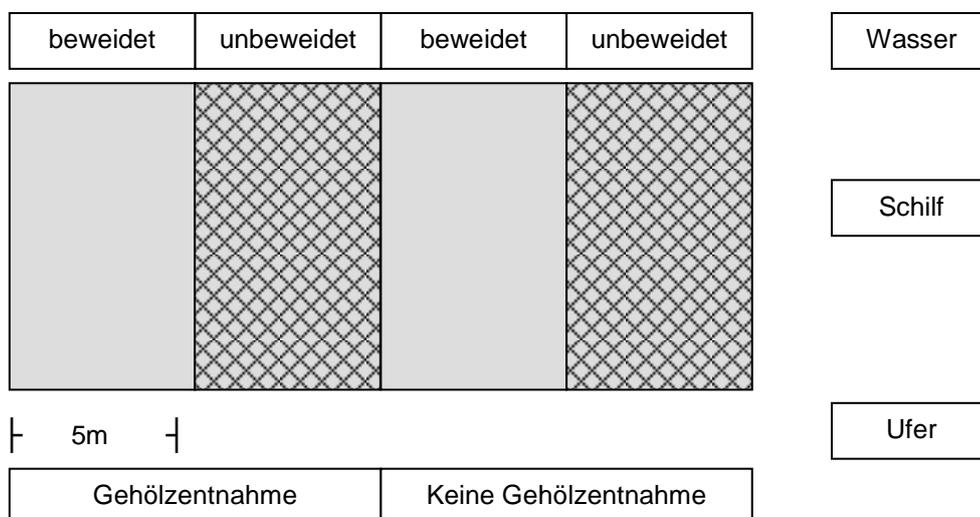


Abb. 5: Schematischer Aufbau der Untersuchungsflächen zu Effekten der Gehölzentnahme und der Beweidung durch Wasservögel auf bestehende aquatische Röhrichtbestände. Die schraffierten Flächen wurden mit einem kleinmaschigen Zaun (Maschenweite 5x5 cm) umgeben.

4.4.3 Mechanische Belastung und Beweidung durch Wasservögel

Aufgrund der Ausdehnung des Großen Plöner Sees ist hier im Vergleich mit den anderen Seen des Untersuchungsgebietes mit der größten Wellenbelastung an den Uferbereichen zu rechnen. Die Untersuchungsflächen, bei denen die Effekte mechanischer Belastung auf die Schilfbestände ermittelt werden sollten, wurden daher ausschließlich an diesem Gewässer angelegt. Da die Schilfbestände für die Einrichtung der Experimente eine Mindestlänge von 30 m aufweisen mussten, wurde die Auswahl geeigneter Untersuchungsflächen durch die gegenwärtig nur noch kleinflächig vorhandenen Röhrichtbestände stark eingeschränkt.

Nach Auswahl der Untersuchungsstandorte wurde die eine Hälfte der insgesamt 30 m breiten Flächen jeweils zur Verminderung des Wellenschlags mit einer der Schilffront fünf bis sechs Meter vorgelagerten Palisade versehen. Die hinter der Palisade liegende Flächen wurden in drei je fünf Meter große Teilflächen unterteilt (Abb. 6). Davon wurden fünf Meter mit einem Wildtierzaun (Maschenweite 17x15 cm) und weitere fünf Meter mit einem engmaschigen Zaun (Maschenweite 5x5 cm) von der Bestandesfront bis in den Uferbereich eingefasst. Die verbliebene, dritte Fläche wurde nicht eingezäunt und diente als Kontrolle. Der andere 15 m lange Teil der Untersuchungsfläche wurde nicht durch eine Palisade geschützt, aber nach demselben Muster eingezäunt.

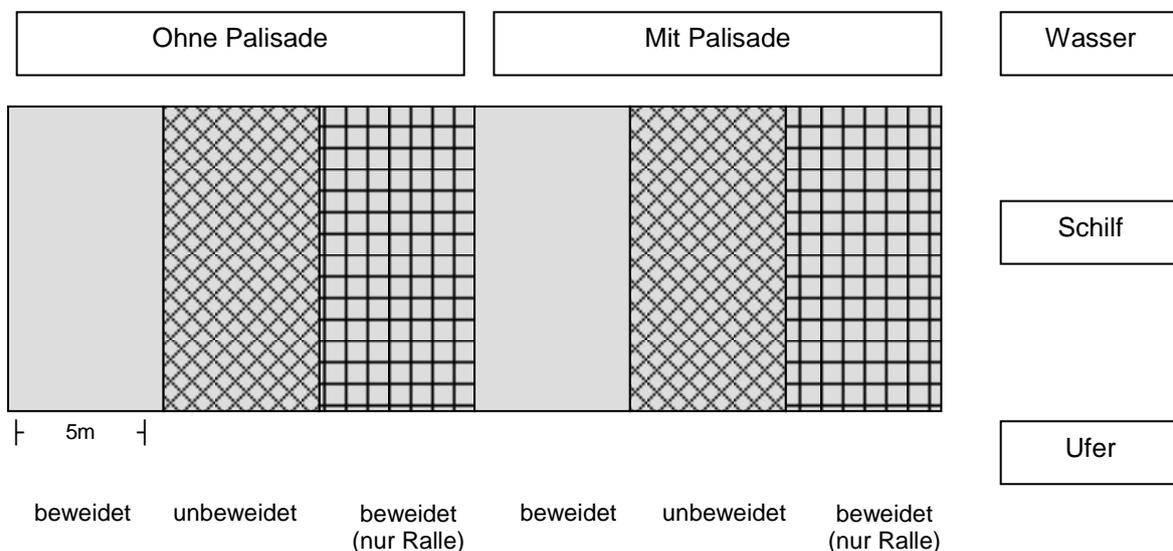


Abb. 6: Schematischer Aufbau der Untersuchungsflächen zu Effekten der mechanischen Belastung und der Beweidung durch Wasservögel auf bestehende aquatische Röhrichtbestände am Großen Plöner See. Die klein schraffierten Flächen wurden mit einem kleinmaschigen Zaun (Maschenweite 5x5 cm) umgeben, um Gänse und Blesrallen fernzuhalten. Die groß schraffierten Flächen wurden mit einem großmaschigen Zaun (Maschenweite 17x15 cm) umgeben, um Gänse fernzuhalten. Unschraffierte Flächen wurden nicht gezäunt.

Durch die kleinmaschige Zäunung sollten Graugänse und Blesrallen von der Beweidung der Schilfbestände ausgeschlossen werden. Der großmaschige Zaun hingegen sollte nur die Graugänse ausschließen, eine Beweidung durch Blesrallen aber zulassen. Die Differenzierung der Effekte des Fraßes beider Wasservogelarten sollte Aufschluss darüber geben, ob Unterschiede hinsichtlich des Fraßmusters und/oder des Belastungsdrucks beider Arten auf das Schilf auftreten und ob bzw. wie die Pflanzen auf den Verlust von Phytomasse reagieren.

4.4.4 Effekte mechanischer Belastung auf die Neuetablierung von Schilfröhrichten

Um Effekte mechanischer Belastung durch Wellengang und unterschiedlicher Pflanzmethoden auf den Etablierungserfolg gepflanzter Schilfindividuen zu untersuchen, wurden am Großen Plöner See ab Februar 2006 und Februar 2007 insgesamt neun Untersuchungsflächen angelegt.

Jede dieser Flächen besteht aus jeweils zwei Teilflächen mit einer Größe von 4x1 m, auf denen jeweils zehn Schilfpflanzen pro m² gepflanzt wurden. Alle Flächen wurden eingezäunt, um die jungen Schilfpflanzen vor dem Verbiss durch Wasservögel zu schützen. Um den Einfluss der mechanischen Schädigung durch Wellenschlag (auch in Verbindung mit Algenmatten) zu untersuchen, wurde jeweils die eine Hälfte der Anpflanzungsflächen mit einem parallel zum Ufer angelegten Wellenbrecher geschützt (Abb. 7). Es wurden zwei Wellenbrechervarianten getestet, die nachfolgend näher erläutert werden. Die verwendeten Pflanzen stammen aus einer Vorkultur (autochthones Saatgut wurde im Winter 2004 gesammelt) der Firma ReNatur, welche die Pflanzen seit Anfang 2005 vorgezogen hatte.

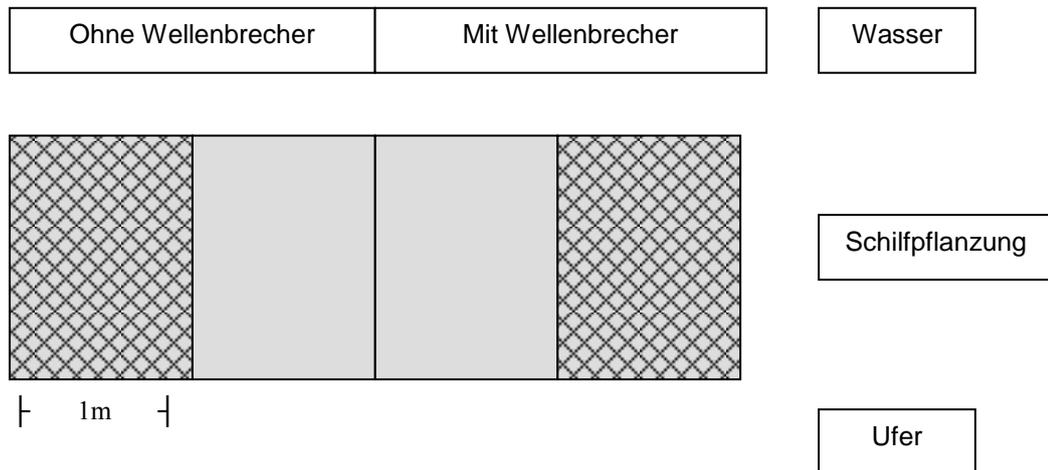


Abb. 7: Schematischer Aufbau der Anpflanzungsflächen am Großen Plöner See, auf denen die Effekte mechanischer Belastung (mit Wellenbrecher, ohne Wellenbrecher) auf den Etablierungserfolg junger Schilfpflanzen erprobt wurden.

Grundsätzlich richtete sich die Auswahl potenzieller Pflanzstandorte nach der Verbreitung ehemaliger Schilfbestände (vgl. Buske 1991). Weiterhin musste bei der Auswahl geeigneter Anpflanzungsflächen auf günstige Standortbedingungen für die Etablierung von Röhrichten geachtet werden: Das Ausbringen der Schilfpflanzen kann zwar bei mittlerem Sommerwasserstand bis in Wassertiefen von 80 cm erfolgen (Iseli 1995), weitaus geeigneter sind aber Wassertiefen von 30-40 cm oder weniger (Krauß 1993, Stadt-Wald-Fluss 2000). Die Etablierungsaussichten verbessern sich deutlich mit abnehmender Wassertiefe. Flach abfallende Uferbereiche mit geringer Wassertiefe, an denen sich aber aufgrund von Abtragungsprozessen (nach dem Rückgang der dort ehemals vorhandenen Röhrichtbestände) ein Erosionsufer ausgebildet hat, schränkten die Auswahl günstiger Standorte ein. Da sich kaum noch Uferbereiche am Großen Plöner See finden ließen, die nicht oder nur locker mit Ufergehölzen bestanden waren, wurden vor der ersten Pflanzung vereinzelt Bäume geaset. Aufgrund der teils hohen Verluste an Pflanzen wurden Nachpflanzungen durchgeführt.

4.4.5 Allgemeine Standortcharakteristik und Bestandesstruktur

Zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen wurden jeweils Angaben zur Exposition, zur Lage der 1 m-Tiefenlinie ab dem Ufer, zur uferparallelen Ausdehnung der Schilfbestände [in m Uferlinie], zur Ausdehnung der den Schilfbeständen vorgelagerten Stoppelfelder [m] sowie zur Höhe der Gehölze [m] im Uferbereich erhoben.

Das Vorkommen von Algen, der Verbiss von Halmen und die Bildung neuer Sprosstriebe in den Anpflanzungsflächen wurde in die Kategorien ja/nein unterteilt. Angaben zur Beschattung, dem Vorkommen von Makrophyten, der Konkurrenz durch Hochstauden in den Anpflanzungsflächen und zum Anteil von Treibgut in den Untersuchungsflächen wurde in die Kategorien „gering, mittel und stark“ eingeteilt.

Die Wirksamkeit der eingesetzten Wellenbrecher in Hinblick auf das Ausmaß der Wellenbelastung wurde mit Hilfe der so genannten Gipsblock-Methode erfasst (vgl. Muus 1968, Jokiel et al. 1993). Hierzu wurden Gipsblöcke definierter Größe und bekannten Gewichtes unmittelbar vor den Schilfbeständen etwa 15 cm oberhalb des aktuellen Wasserstandes an Holzpflocken befestigt. Die Gipsblöcke wurden sowohl vor den durch Wellenbrecher geschützten Röhrichtbeständen als auch vor den benachbarten, nicht durch Wellenbrecher geschützten Beständen exponiert. Die Gipsblöcke verblieben für einen definierten Zeitraum (je nach Wellengang und Witterungsverhältnissen zwischen 2 und 5 Tage) auf den Untersuchungsflächen. Der Gewichtsverlust der Gipsblöcke während der Exposition wurde als relatives Maß für die Wellenbelastung der Röhrichte genutzt.

In den Untersuchungsflächen wurden in jeder Variante zwei Aufnahmeflächen von je 1 m² Größe in unterschiedlicher Entfernung zum Ufer eingerichtet (uferfern, ufernah). Für die Erhebung der morphometrischen Daten wurden auf diesen 1 m²-Flächen in den Jahren 2006-2008 je zehn repräsentative Schilfhalme (Primärhalme) markiert und in den Monaten Mai, Juli und September vermessen.

Für jede Zone und Aufnahmefläche wurden die Höhe der Primärhalme sowie die Anzahl gebildeter Sekundärhalme bestimmt. Die Länge eines Primärhalmes wird definiert als die Länge des Sprosses von der Basis bis zur Spitze des obersten Blattes bzw. der

Rispen Spitze. Das Vermögen eines Bestandes, Sekundärtriebe auszubilden, ist vom Nährstoffvorrat in den Rhizomen abhängig. Damit kann es ein Maß für die Fähigkeit eines Bestandes liefern, den Verlust oberirdischer Biomasse durch Verbiss oder Insektenbefall zu kompensieren. Für jeden Primärhalm wurde die Anzahl lebender (grüner) Blätter ausgezählt. Weiterhin wurde für die markierten Halme der Halmdurchmesser bestimmt. Aufgrund der großen Wassertiefe an einigen Flächen war eine Messung am Basalinternodium nicht möglich. Sie erfolgte daher unmittelbar an der Wasseroberfläche. Ende September wurde zusätzlich der Anteil rispentragender Halme in den Aufnahmeflächen bestimmt. Die Anzahl der Halme ohne, mit oder mit nur unvollständig ausgebildeten Rispen wurden dabei an den zehn markierten Halmen pro Aufnahmefläche ausgezählt.

Begleitend zu den Einzelhalmmessungen wurden die Parameter Halmdichte [Anz./m²], Anzahl der Althalme [Anz./m²], Deckungsgrad der Begleitvegetation [%], Insekten- und/oder Pilzbefall [%], Verbiss [%], Wassertiefe und maximale Wassertiefe [jeweils in cm] des am weitesten vorgedrungenen Halmes aufgenommen.

Im Jahr 2007 wurden an allen Untersuchungsflächen in jeder Variante je nach experimentellem Ansatz wasserseitig (mechanische Belastung und Fraß) oder in Ufernähe (Gehölzentnahme) je zehn Halme entnommen und getrocknet, um anhand des Trockengewichts auf die Biomasseproduktion rückschließen zu können.

4.4.6 Verwendete Wellenbrechermodelle

Um neben den in Projekten zum Röhrichschutz an der Unterhavel (Satdt-Wald-Fluß 2000) oder am Bieler See (Iseli 1995) eingesetzten kostenintensiven Wellenbrechern aus Rundhölzern (Palisaden) auch kostengünstige Wellenbrecher zu erproben, wurden im Verlauf des Projektes unterschiedliche Wellenbrechermodelle eingesetzt.

Palisaden bestehen aus unten angespitzten Holzpfählen (Länge 2 m, Durchmesser 10 cm), die in Doppelreihe etwa einen Meter tief ins Sediment eingebracht wurden (Abb. 8). Die Palisaden wurden halbkreisförmig um die Anpflanzungen bzw. die vorhandenen Bestände angelegt. Die Holzpfähle ragen auch bei den höheren Frühjahrswasserständen mindestens 30 cm über die Wasseroberfläche hinaus und können somit auch noch bei stärkerem Wellengang ihre Funktion erfüllen. Palisaden sind i.d.R. als massive Bauwerke zu betrachten (Graw 1995), da sie den zu schützenden Bereich vom Gewässer abtrennen. Bei der geringen Ausdehnung der hier eingesetzten Palisaden ist allerdings nicht von einer Behinderung des Wasseraustausches auszugehen.

Als zweite Wellenbrechervariante wurden für die Untersuchungen schwimmende Wellenbrecher (Schwimmbalken) eingesetzt. Zwischen zwei senkrecht stehenden Holzpfählen wurde ein Holzstamm (unbehandelte Kiefer, Länge 2 m, Durchmesser 20 cm) gesetzt und an den Holzpfählen befestigt (Abb. 9). Die Holzstämme wurden so fixiert, dass sie sich bei Veränderungen der Wasserstände im Laufe des Jahres mitbewegen konnten. Die wellenreduzierende Wirkung dieser Konstruktion ist im Vergleich zu den Palisaden geringer und es lassen sich nur Wellen einer Periode von 5 s gut abdämpfen (Graw 1995). Ein weiterer Schwachpunkt ist die Verankerung der Wellenbrecher und die Gefahr der Beschädigung durch stärkeren Wellengang. Gleichzeitig aber bietet diese Schutzmaßnahme durch die schwächere Verankerung im Sediment eine höhere Flexibilität in der Anwendung.

Im Gegensatz zu den massiveren Palisaden wird der Sedimenttransport zwischen den geschützten und ungeschützten Bereichen nicht beeinflusst.



Abb. 8: Doppelreihige Palisade am Großen Plöner See



Abb. 9: Schwimmender Wellenbrecher am Großen Plöner See

4.5 Zusätzlich durchgeführte Untersuchungen und Analysen

4.5.1 Ermittlung der Wellenbelastung

Ziel der Berechnung der Wellenhöhen war es, den Zusammenhang zwischen mechanischer Belastung und dem Rückgang der Schilfröhrichte uferabschnittsbezogen überprüfen zu können. Hierfür wurde die maximale Wellenhöhe für die auch in der Luftbilddauswertung genutzten Zeitabschnitte für alle Untersuchungsgewässer bezogen auf 200 m lange Uferabschnitte ermittelt und auf statistische Zusammenhänge mit dem Rückgang der Bestände geprüft. Zudem wurden die fünfjährigen Maxima und die mittleren 25-jährigen Sommerwellenhöhen berechnet. Während die Windstärken, die in den Wintermonaten auftreten, vor allem über den Wurzelbereich auf die Schilfbestände wirken, sind die maximalen Sommerwindstärken eine direkte mechanische Belastung der Schilfhalm.

Die Höhe der an der Ausbreitungsfront eines Schilfbestandes auflaufenden Wellen ist im Wesentlichen von drei Faktoren abhängig. Eine entscheidende Größe ist der Wind, wobei sowohl die maximale Windgeschwindigkeit als auch die Windrichtung das Berechnungsergebnis beeinflussen. Der zweite wichtige Faktor ist die Streichlänge (fetch) des Windes über die offene Wasserfläche.

Als dritter Faktor wird bei der Berechnung der Wellenhöhe die Wassertiefe berücksichtigt. Dabei wird in den unterschiedlichen meist im Küstenschutz verwendeten Verfahren entweder die mittlere Wassertiefe des gesamten Gebietes, die mittlere Wassertiefe innerhalb eines Sektors oder am Fuß des Deiches verwendet. Voraussetzung für die Berechnung ist eine Erfassung der Wassertiefen der zu untersuchenden Gewässer.

Zur Bestimmung der maximalen Windgeschwindigkeit und der Windrichtung wurden Datensätze von vier Messstationen herangezogen, da von keiner Station ein durchgehender Datensatz über 30 Jahre vorlag. Von der einzigen Messstation, die sich direkt im Projektgebiet befindet, lagen Daten vom 1.1.1971 bis zum 12.9.1996 vor, die beim

Deutschen Wetterdienst bestellt wurden. Die Messstation befand sich auf dem Gelände des MPI in Plön. Windmessungen aus den folgenden Jahren lagen beim DWD von der Station Lübeck-Blankensee vor. Die vorliegende Messreihe beginnt am 1.4.1985 und endet am 13.3.2006.

Die Windrichtungen wurden in sieben Sektoren unterteilt, die nicht alle exakt dieselbe Größe besitzen. Die maximale Überstreichlänge wurde für jeden Sektor einzeln bestimmt, indem jeweils die maximale Strecke vom betrachteten Uferabschnitt zum gegenüber liegenden Ufer im GIS ausgemessen wurde (Abb. 10).

Für die Bestimmung der maximalen Windstärke über Wasseroberflächen wird vom DVWK (1997) ein Zuschlag zu über Land gemessenen Windstärken addiert. Daraus ergibt sich bei Streichlängen von 1-5 km eine Erhöhung der Windgeschwindigkeit um 20%. Für Überstreichlängen von 5-7,9 km wird die Windgeschwindigkeit mit dem Faktor 1,26 und ab 8 km mit dem Faktor 1,3 multipliziert.

Zur Berechnung der Wellenhöhen wurden vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU) veröffentlichte Tiefelinienkarten eingescannt und georeferenziert und mit einer Windrose mit den 7 unterschiedenen Sektoren versehen. Bei der Berechnung der mittleren Wassertiefe in den Sektoren wurden die Abstände zwischen den Tiefenlinien im GIS ausgemessen und eine mittlere Wassertiefe für die bei der Erfassung der maximalen Überstreichlänge gezogene Linie berechnet. Für die Berechnung der Wellenhöhe wurde die Formel des DVWK Merkblattes 246/1997 Nr. 4 für die mittlere partielle Wellenhöhe verwendet. Hieraus wurde für jeden Uferabschnitt die mittlere Wellenhöhe ermittelt, bei der ein gemeinsamer Wert für alle Sektoren errechnet wird. Für die zu untersuchende Fragestellung wird die Berechnung der maximalen Wellenhöhe als ausreichend angesehen, bei der auf eine Verrechnung der Werte der einzelnen Sektoren verzichtet.

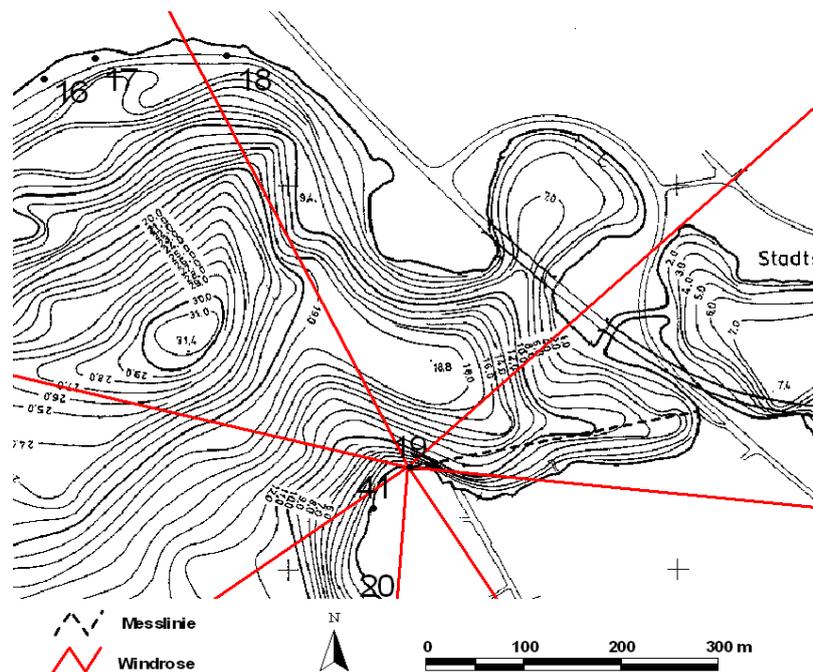


Abb. 10: Verfahren zur Bestimmung der maximalen Überstreichlänge innerhalb der einzelnen Sektoren und der mittleren Wassertiefe entlang dieser Messlinie.

4.5.2 Ermittlung der Vitalität von Schilfbeständen

Zur Erfassung der Vitalität von Schilfröhrichten werden in der Literatur unterschiedliche Bestandesparameter herangezogen. Dazu zählen die Halmlänge, der Halmdurchmesser, der Anteil blütenbildender Halme pro Flächeneinheit und auch die Halmdichte pro Flächeneinheit. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass vitale, stabile Schilfröhrichte eine Halmdichte von ca. 200 Halmen pro Quadratmeter aufweisen (Haslam 1972, Rodewald-Rudescu 1974), während zurückgehende Bestände eine deutlich geringere Halmdichte aufweisen. Um eine rasche und zuverlässige Einschätzung der Vitalität von Schilfröhrichten z.B. bei einer einmaligen Geländebegehung zu ermöglichen, wurde die Aussagekraft des Parameters Halmdichte überprüft, indem am Kleinen Plöner See und am Großen Eutiner See von einem Boot aus an allen vorhandenen Schilfröhrichten verschiedene Bestandesparameter erhoben wurden. Anschließend wurden die digital vorliegenden Daten der Luftbildauswertung zur Ausdehnung der Schilfbestände von 1953, 1991 und 2006 an den Standorten hinterlegt und somit eine Beurteilung der Entwicklung der letzten 15 Jahre möglich. Jeweils acht Standorte unterschiedlicher Vitalität (wachsend, stabil, zurückgehend) wurden für die Auswertung herangezogen. Als wachsend wurden am Kleinen Plöner See acht Standorte eingestuft, an denen seit 1991 eine Bestandsausdehnung stattgefunden hat. An drei dieser als wachsend eingestuften Standorte kam 1953 kein Schilf vor, an fünf Standorten war das Schilf zwischen 1953 und 1991 verschwunden. Am Großen Eutiner See traten keine wachsenden Schilfbestände auf.

Als stabil wurden Bestände eingestuft, deren Ausdehnung vom Ufer bis in das offene Wasser (Bestandesbreite) sich zwischen 1991 und 2006 um weniger als 20 % verändert hatte. Als abnehmend wurden Bestände bezeichnet, die seit 1991 um mindestens 40 % in der Bestandsbreite zurückgegangen waren.

4.5.3 Einfluss von Wasserstandschwankungen auf die Vitalität der Schilfröhrichte

Die Wasserstandsführung eines Gewässers beeinflusst die Ausprägung der Ufervegetation entscheidend. Da der Wasserstand in den untersuchten Gewässern der Holsteinischen Schweiz mit Ausnahme des Trammer Sees bis Ende 2009 durch Stauwehre stark reguliert wurde, stellte sich die Frage, welchen Einfluss regulierte Wasserstände auf Vitalität, Regenerationsfähigkeit und Ausbreitungspotenzial von *Phragmites australis* haben. Ausgehend von der Hypothese, dass eine naturnahe Wasserstandsführung langfristig die Entwicklung der Schilfröhrichte positiv beeinflusst, wurden im Spätsommer 2009 Untersuchungen an Gewässern mit unterschiedlicher Wasserstandsführung sowie Experimente in Wasserbecken im Freigelände des Botanischen Gartens der Universität Hamburg durchgeführt (Moniac 2010).

Zur Auswahl von geeigneten Untersuchungsgewässern mit deutlichen bzw. geringen Wasserstandschwankungen im Jahresverlauf wurden Wasserstandsdaten des Staatlichen Umweltamtes Kiel herangezogen. Insgesamt lagen Informationen über die Hydrodynamik von 16 Gewässern im östlichen Schleswig-Holstein vor, die ähnliche Eigenschaften bezüglich der Genese, der klimatischen Gegebenheiten und des trophischen Status aufwiesen. Die für diese Gewässer vorhandenen Datensätze zur Wasserstandsführung deckten nur für einen Teil der 16 Seen lange Zeiträume ab und / oder waren teils lückenhaft.

Somit konnten letztlich nicht alle vorliegenden Datensätze für die Auswahl von Untersuchungsgewässern verwendet werden. Anhand der verbliebenen Datensätze wurde ermittelt, welche Gewässer sich langfristig in der Schwankungsamplitude und der Schwankungshäufigkeit der Wasserstände unterscheiden. Hierfür wurden sowohl die Abweichung vom Dekadenmittel (>10 cm, >20cm) unter Berücksichtigung des gesamten Jahreszyklus und des Zeitraums Mai bis September als auch die Maximalabweichung vom Dekadenmittel betrachtet. Auf Grundlage dieser Datenanalyse wurden drei Gewässer mit geringen und seltenen Wasserstandsschwankungen im Projektgebiet (Großer Eutiner See, Dieksee, Großer Plöner See) sowie drei Gewässer mit deutlichen und häufigeren Wasserstandsschwankungen im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins (Selenter See, Dobersdorfer See, Einfelder See) für die Untersuchungen im Gelände ausgewählt.

An jedem der ausgewählten Gewässer wurden an jeweils sechs Schilfbeständen mit einer uferparallelen Ausdehnung von mindestens 12 Metern auf einer Fläche von je 40 x 40 cm Daten zur Morphometrie wie die Halmhöhe, die Blattanzahl pro Halm, der Halmdurchmesser und die Länge der Infloreszenz von Phragmites-Pflanzen in Wassertiefen von 0, 40 und 80 cm erhoben. Zusätzlich wurden die Bestandesbreite der Schilfbestände senkrecht zum Ufer sowie die maximal von Schilf besiedelte Wassertiefe erfasst.

Die experimentellen Untersuchungen wurden im Zeitraum von Ende Mai bis Ende September 2009 in 4 Wasserbecken von ca. 5,5 m³ Fassungsvermögen mit einjährigem Pflanzmaterial aus autochthonem Saatgut durchgeführt. Die 120 einzeln getopften Pflanzen wurden in den Wasserbecken auf drei Tiefenstufen mit jeweils 40 cm Höhenunterschied einer unterschiedlichen Überstauungshöhe und -dauer ausgesetzt. Während in einem der Becken als Kontrolle über die gesamte Versuchsdauer hinweg der Wasserstand konstant bei 140 cm gehalten wurde, wurde in den verbliebenen drei Becken der Wasserstand nach acht Wochen folgendermaßen variiert:

- Erhöhung des Wasserstandes von 120 cm auf 140 cm (frühsommerliches Niedrigwasser mit leichtem Anstieg des Wasserstandes zum Spätsommer)
- Erhöhung des Wasserstandes von 100 cm auf 140 cm (frühsommerliches Niedrigwasser mit starkem Anstieg des Wasserstandes zum Spätsommer)
- Absenkung des Wasserstandes von 140 cm auf 120 cm (frühsommerliches Hochwasser mit leichtem Abfall des Wasserstandes zum Spätsommer)

Zu Versuchsbeginn und zum Ende des Versuchs wurden an jeder Pflanze die Höhe und die Blattzahl des längsten Halms erfasst. Zudem wurde die Anzahl aller Halme pro Topf gezählt. Am Ende des Versuchs wurde die Biomasseproduktion in g Trockengewicht getrennt nach ober- und unterirdischer Biomasse bestimmt. Da zu Beginn des Experiments auch die ober- und unterirdische Biomasse von 20 Schilfpflanzen gleicher Herkunft und gleichen Alters ermittelt wurde, war ein Vergleich der Biomasseproduktion der Pflanzen unterschiedlicher Behandlungen möglich.

4.5.4 Effekte der Mahd auf die Vitalität der Schilfröhrichte

Vor dem Hintergrund der traditionell weit verbreiteten Reeternte in Schleswig-Holstein wurde von zahlreichen lokalen Akteuren der Holsteinischen Schweiz das Ausbleiben der Wintermahd als eine Ursache für den Rückgang der Schilfröhrichte vermutet, zumal z.T. eine zeitlich Koinzidenz zwischen Einstellung der Reetmahd und dem Röhrichtrückgang zu verzeichnen ist. Einige Seeanlieger haben daher in den vergangenen Jahren kleinflächig (i.d.R. im Umfang weniger Quadratmeter) Wintermahd an aquatischen Beständen von *Phragmites australis* durchgeführt. In der vorliegenden Untersuchung wurde an vier Seen, an denen kleinflächig eine Schilfmahd durchgeführt wird, die Bestandesstruktur der Röhrichte analysiert und mit jeweils nahe gelegenen ungemähten Beständen verglichen.

Aufgrund der Begrenztheit der zur Verfügung stehenden Untersuchungsflächen kann aus den gewonnenen Ergebnissen allein nur eine grobe Einschätzung der Effekte der Schilfmahd auf die Röhrichte im Projektgebiet Holsteinische Schweiz vorgenommen werden. Berücksichtigt man zusätzliche veröffentlichte Erkenntnisse zu Effekten der Mahd, ergibt sich aber ein verlässlicheres Bild (Husak 1978, Gryseels 1989, Ostendorp 1995b, Güsewell & Klötzli 1998, Güsewell et al. 2000).

Weiterhin wurden in ganz Schleswig-Holstein vergleichend fünf (kommerziell) gemähte semiterrestrische Schilfbestände untersucht (Delver Koog, Busdorfer Teiche, Ornumer noor, Hohner See, Wesseker See). Auch hier wurde die Bestandesstruktur der nachfolgend aufgeführten Bestandesparameter analysiert und mit nahe gelegenen ungemähten Schilfbeständen verglichen. Auf den einzelnen gemähten und ungemähten Untersuchungsflächen wurden im September 2006 jeweils zwischen drei und fünf Teilflächen mit einer Größe von 1 m² ausgewählt, um die Bestandesstruktur der Röhrichte zu erfassen und anhand folgender Parameter charakterisiert:

- Deckung *Phragmites* [%]
- Wassertiefe (nur aquatische Röhrichte) [cm]
- Anteil Schilfhalme mit Verbisspuren [%]
- Anteil Schilfhalme mit Insekten- oder Pilzbefall [%]
- Halmdichte 1 [Anzahl Primärhalme pro m²]
- Halmdichte 2 [Anzahl Sekundärhalme pro m²]
- Halmdichte 3 [Anzahl Althalme pro m²]
- Gesamt-Halmdichte [Summe aus Halmdichte 1, Halmdichte 2 und Halmdichte 3]
- Anteil Halme mit Rispe [%]
-

Zusätzlich wurden auf den Teilflächen jeweils 10 Schilfhalme zufällig ausgewählt, an denen folgende morphometrische Parameter erhoben wurden:

- Halmhöhe [cm]
- Halmdurchmesser in etwa 10 cm Höhe [mm] bzw. direkt über der Wasseroberfläche
- Anzahl Blätter

- Rispenbildung [ja, nein]
- Insektenbefall [ja, nein]
- Verbiss [ja, nein]

4.5.5 Kartierung der Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees

Um zu ermitteln, wie viel potenziell durch aquatische Schilfröhrichte besiedelbare Fläche am aktuell nahezu schilffreien Großen Plöner See zur Verfügung steht, wurde eine Kartierung der Flachwasserbereiche durchgeführt. Die Vermessung der ufernahen Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees erfolgte während ganztägiger Befahrungen der Uferbereiche am 24./25.07.07 und am 23.10.07 sowie am 25.10.07 mit einem kleinmotorigen Boot, dessen Bauweise eine Befahrung bis in maximal 0,5 m tiefe Flachwasserbereiche ermöglichte. Es wurde darauf geachtet, die Befahrungen nur an windstillen Tagen (max. 3 Beaufort) vorzunehmen, um Verzerrungen bei der Messung der Wassertiefe durch Wellengang zu minimieren.

Zur Erfassung der Wassertiefe wurde ein Fishfinder der Firma Lowrance electronics (Model LMS-522) eingesetzt. Fishfinder wurden ursprünglich für den Freizeitbereich entwickelt, werden mittlerweile aber auch beispielsweise für Vermessungen seichter Gebiete im Wattenmeer eingesetzt. Die Geräte sind zum einen mit einem Echolot (Sonar) ausgerüstet, das am Heck des Bootes befestigt wird und Wassertiefen in Dezimeterintervallen misst. Zum anderen verfügen die Geräte über einen GPS-Empfänger, so dass parallel zu einem vom Sonar gesetzten Messpunkt die geographischen Koordinaten (ein Messpunkt /Sek. in UTM) dieses Punktes in einem Bordcomputer gespeichert werden können, was die spätere Aufbereitung der Messdaten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) erleichtert. Um eine hohe Dichte von Messpunkten zu erreichen, wurden die ufernahen Bereiche in Abständen von ca. 100 m Uferlinie in einem Winkel von etwa 60° durchkreuzt, wobei vorwiegend Wassertiefen von 0,5 – 5 m erfasst wurden. Insgesamt lagen am Ende der Befahrungen ca. 50.400 Messpunkte vor, von denen rund 20.000 in die weitere Datenverarbeitung einbezogen wurden. Der eng gewählte Befahrungsabstand von 100 m (sofern dieser z.B. wegen vorhandener Bauwerke eingehalten werden konnte) und die Anzahl der in die nachstehend beschriebene Datenaufbereitung einfließenden Messpunkte sind entscheidend für die Präzision der zu erarbeitenden Isobathenkarte des Großen Plöner Sees (Krambeck 1979).

Die Rohdaten wurden unter Verwendung eines speziell am FTZ Büsum entwickelten Programms in ein gebräuchliches Tabellenformat konvertiert. Der vorliegende Datensatz wurde um alle Angaben zur Wassertiefe > 3 m bereinigt, da in den größeren Wassertiefen der räumliche Abstand zwischen den Messreihen zu groß und die Zahl der Messpunkte zu gering wurde. Anhand tagesgenauer Pegelraten (Pegel Plöner Stadtbucht) vom Staatlichen Umweltamt Kiel wurden die Messdaten zur Wassertiefe an den einzelnen Befahrungstagen auf den langjährigen Mittelwasserstand des Großen Plöner Sees (21 m) bezogen. Da an allen Befahrungstagen der Wasserstand über dem langjährigen Mittel lag, mussten jeweils wenige Zentimeter von den gemessenen Werten abgezogen werden, wodurch sich die Auflösung der Daten in den Zentimeterbereich erhöhte. Dies erwies sich in der weiteren

Bearbeitung jedoch als problematisch, so dass die errechneten Werte wieder gerundet wurden.

Die Entwicklung einer Isobathenkarte des Großen Plöner Sees erfolgte mit den Programmen ArcView 3.2 und ArcGIS 9.1 (Esri 2007). Im ersten Arbeitsschritt wurden die Daten in den Messstreifen Gauss-Krüger 3 transformiert, um sie später mit topographischen Karten des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein und selber ermittelten räumlichen Daten unterlegen zu können. Ehe aus den vorhandenen Daten Tiefenlinien interpoliert werden konnten, wurden sie mit der im Rahmen des Projektes auf Grundlage der Orthophotos des Jahres 2004 digitalisierten Uferlinie des Großen Plöner Sees (entsprechend der Wassertiefe 0 m) verschnitten. Im Anschluss wurde mit ArcGIS aus dem Datensatz ein TIN (Triangulated irregular network) erstellt. TINs werden zur dreidimensionalen Abbildung von Oberflächen genutzt (Albrecht 2007). Im Unterschied zu häufig verwendeten Rasterformaten eignen sich TINs besonders gut, um charakteristische Geländeformen zu modellieren, da unveränderte Primärdaten in die Berechnung einfließen (Barthelme 1995). Bei der Erstellung eines TINs wird eine Dreiecksvermaschung zwischen einzelnen Punkten (hier: eines Tiefenwertes) durchgeführt, die nach dem Delaunay-Prinzip erfolgt (Details s. Barthelme 1995, Albrecht 2007). Das somit ermittelte Tiefenmodell der Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees wurde in ein Raster mit einer Maschenweite von 5 m überführt. Bei der Transformierung in ein Raster wurde jeder erzeugten Rastermasche ein Tiefenwert zugewiesen, so dass nachfolgend die Erstellung von Tiefenlinien möglich war. Zur Berechnung der Ausdehnung der Flachwasserbereiche und zur besseren Visualisierung wurden zusätzlich Polygone der einzelnen Tiefenzonen erstellt.

4.5.6 Methodik der GIS-basierten Ursachenanalyse

Der für die GIS-basierte Ursachenanalyse verwendete Datensatz resultiert im Wesentlichen aus den Ergebnissen der Luftbildauswertung (Kap. 5.1). 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 aller Untersuchungsgwässer 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. Insgesamt gingen 500 Ufersegmente von 200 m Länge und 500 Ufersegmente mit 20 m Länge in die Auswertung ein.

Allen Ufersegmenten wurden Werte für das Ausmaß der mechanischen Belastung durch windinduzierte Wellen (langjährige Maxima, vgl. Kap. 4.5.1), zur Veränderung der Lichtverfügbarkeit sowie zu Änderungen der Ufernutzung hinzugefügt. 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,

während für den Trammer See sowie den Kleinen Plöner See lediglich Angaben zu Fraßintensität aus dem Jahr 2006 vorlagen (Kap. 4.3). Für den Kellersee, den Dieksee und den Großen Plöner See wurde die Intensität des Fraßes durch Wasservögel aufgrund der nur geringen Fraßschäden bzw. der durch die Größe des Gewässers erschwerten wasserseitigen Zugänglichkeit der nur kleinräumig ausgeprägten aquatischen Schilfröhrichte nicht erfasst. 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 der durchgeführten Flachwasserkartierung die Größe der Schilfröhrichte pro Segment und Wassertiefe berechnet werden. Für alle anderen Untersuchungsgewässer 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 an der potenziell besiedelbaren Fläche war in einigen Ufersegmenten der frühen Jahrgänge größer als 100 %, 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 1,5 m Tiefenlinie entspricht.

4.5.7 Multivariate Auswertung: Einflussfaktoren für den Röhrichtrückgang an den Untersuchungsgewässern

Der Zusammenhang zwischen potenziellen Einflussfaktoren und den für die einzelnen Uferabschnitte festgestellten Veränderungen im Anteil der Röhrichte an der potenziell besiedelbaren Fläche im Uferbereich der sechs untersuchten Seen wurde für die Untersuchungszeiträume 1953-1991, 1991-2004 sowie 1953-2004 mit Hilfe von Allgemeinen Linearen Modellen untersucht. Da zwischen den untersuchten Seen erhebliche Unterschiede hinsichtlich des Ausmaßes und des zeitlichen Verlaufs des Röhrichtrückgangs sowie hinsichtlich der Bedeutung potenzieller Einflussfaktoren bestehen, wurde in die einzelnen Modelle stets der Faktor „See“ mit einbezogen. Aufgrund der vorhandenen Datenstruktur konnten nicht alle möglichen Einflussfaktoren gleichzeitig in eine Analyse eingeschlossen werden. Aus diesem Grund wurden insgesamt fünf unterschiedliche Modelle mit jeweils mindestens zwei Einflussfaktoren für die unterschiedlichen Zeiträume berechnet. Die Berechnung der Modelle 1, 4 und 5 beruht auf Kovarianzanalysen (gleichzeitige Berücksichtigung von kategorialen und stetigen Prädiktoren), die Berechnung der Modelle 2 und 3 auf zweifaktoriellen Varianzanalysen (nur kategoriale Prädiktoren; Kap. 5.7, Tab.10).

4.5.8 Wiederansiedlung von Schilfröhrichten

Am Großen Plöner See wurden im Sommer 2008 drei großflächige Schilfanpflanzungen angelegt. Diese könnten ein Initial für die erneute Ausbreitung von Schilfröhrichten an dem nahezu schilffreien Gewässer sein. 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. Neben der angestrebten Renaturierung wurde auf einer Anpflanzungsfläche (Koppelsberg) ein experimenteller Ansatz verfolgt: Da in vielen Bereichen des Großen Plöner Sees eine deutliche Erosionskante entlang der naturnahen Ufer ausgeprägt ist, sollte 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. Alle Varianten wurden mit einer Einzäunung zum Schutz vor Wasservogelfraß versehen. Zu je einem Drittel wurde die Pflanzung mit einer Palisade bzw. einem alternativen Wellenbrecher (bestehend aus einem zwischen Zaunpfosten auf Höhe der Mittelwasserlinie quer angebrachten Brett) geschützt. Das jeweils letzte Drittel der Flächen sollte ungeschützt verbleiben.

Die zwei weiteren Anpflanzungsflächen (Godau, Fegetasche) wurden vollständig mit einem Zaun gegen Fraß durch Wasservogel geschützt. Zum Schutz vor hoher mechanischer Belastung wurde vor diesen Anpflanzungen je eine Palisade eingebracht.

Die Entwicklung der Schilfanpflanzungen wird seit 2008 durch ein einfaches Monitoring erfasst. Hierfür wurde jeweils eine 1 m² große Monitoringfläche in Ufernähe und an der wasserseitigen Bestandesgrenze angelegt und die Anzahl lebender Pflanzballen, die Deckung des Schilfs sowie die Länge des längsten Halms dokumentiert. Ergänzend werden Daten zur Wassertiefe sowie zur Bodenart des Sediments aufgenommen.

4.5.9 Monitoring aller Untersuchungsflächen

An allen im Jahr 2006 angelegten Untersuchungsflächen an bestehenden Schilfbeständen wurde seit dem Herbst 2007 jährlich zum Ende der Vegetationsperiode die Entwicklung der Schilfbestände anhand der Erhebung einfacher Parameter dokumentiert. Für dieses Monitoring wurde orientiert an der äußersten Ausdehnung der eingezäunten Teilfläche eine Erfassungslinie entlang der eingezäunten und der ungezäunten Bestände festgelegt und dauerhaft markiert. Entlang dieser Erfassungslinie wurde in Abständen von jeweils einem Meter gemessen (in cm), wie weit die Ausbreitungsfront seewärtig bzw. landwärtig von der Erfassungslinie verspringt. Dabei wurde der Verlauf der Ausbreitungsfront über die Menge der Schilfhalme pro Quadratmeter definiert, da häufig einzelne Schilfhalme den Röhrichtbeständen deutlich vorgelagert sind. Der Ausbreitungsfront vorgelagerte Bestände mit weniger als 30 Halmen / m² wurden somit von den Messungen nicht mehr erfasst. Ergänzend wurden jeweils land- und wasserseitig der Erfassungslinie die Deckung des Schilfs (%), der Fraß durch Wasservogel (%) und der Anteil rispenträger Halme sowie die Artenzusammensetzung der Ufervegetation, die Bestandesbreite, die Wassertiefe an der

Erfassungslinie und die maximal besiedelte Wassertiefe erfasst. Ziel des Monitorings, das auch in den kommenden Jahren weitergeführt werden soll, ist, die Effekte der Zäunung und des Schutzes vor mechanischer Belastung auf die räumliche Ausdehnung der Schilfbestände zu dokumentieren.

5. Ergebnisse

5.1 Luftbildauswertung: Raum-zeitliche Veränderungen der Röhrichtbestände

5.1.1 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 7,4 %. Der Schwerpunkt des Rückgangs lag in dem darauf folgenden Zeitraum von 1959 bis 1989, was sich in dem Verlust von 85,5 % der Röhrichtfläche von 1959 widerspiegelt. Innerhalb dieser drei Jahrzehnte hat sich der Bestand am Großen Plöner See um eine Fläche von 71,3 ha reduziert. Dieser Rückgang hat sich in den folgenden Jahren bis 2006 fortgesetzt und zu einer weiteren Verringerung der Bestände geführt. Der prozentuale Rückgang der schilfbestandenen Flächen liegt hier bei 83,6 %. 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. 11 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 sind. 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.

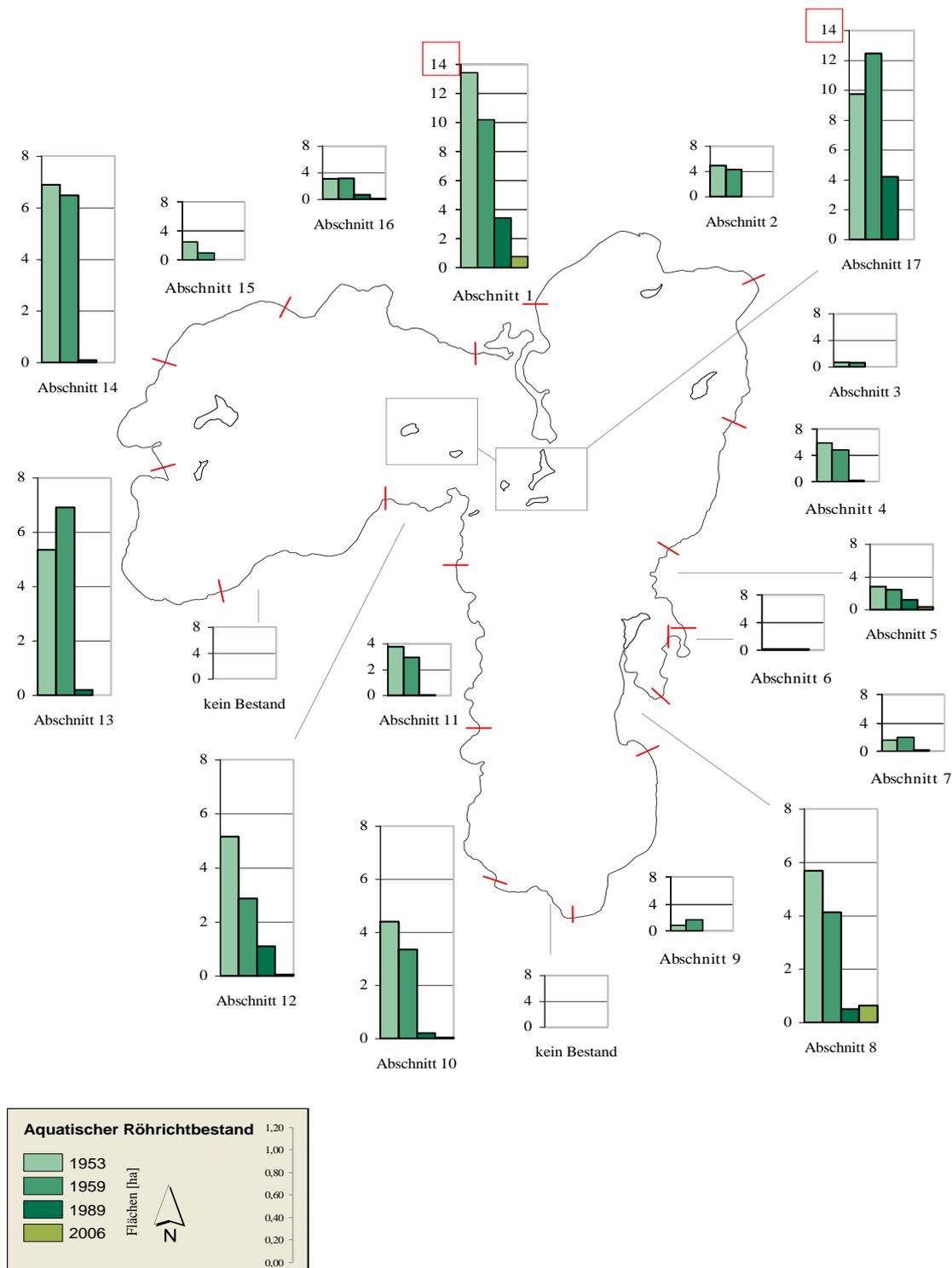


Abbildung 11: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Plöner See 1953-2006

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. 12). 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 Anhang). 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.

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 See der Gesamtrückgang von ca. 69 % zwischen 1953 und 2006 im Vergleich mit den für andere mitteleuropäische Gewässer ermittelten Röhrichtrückgängen überdurchschnittlich hoch ist.

Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden

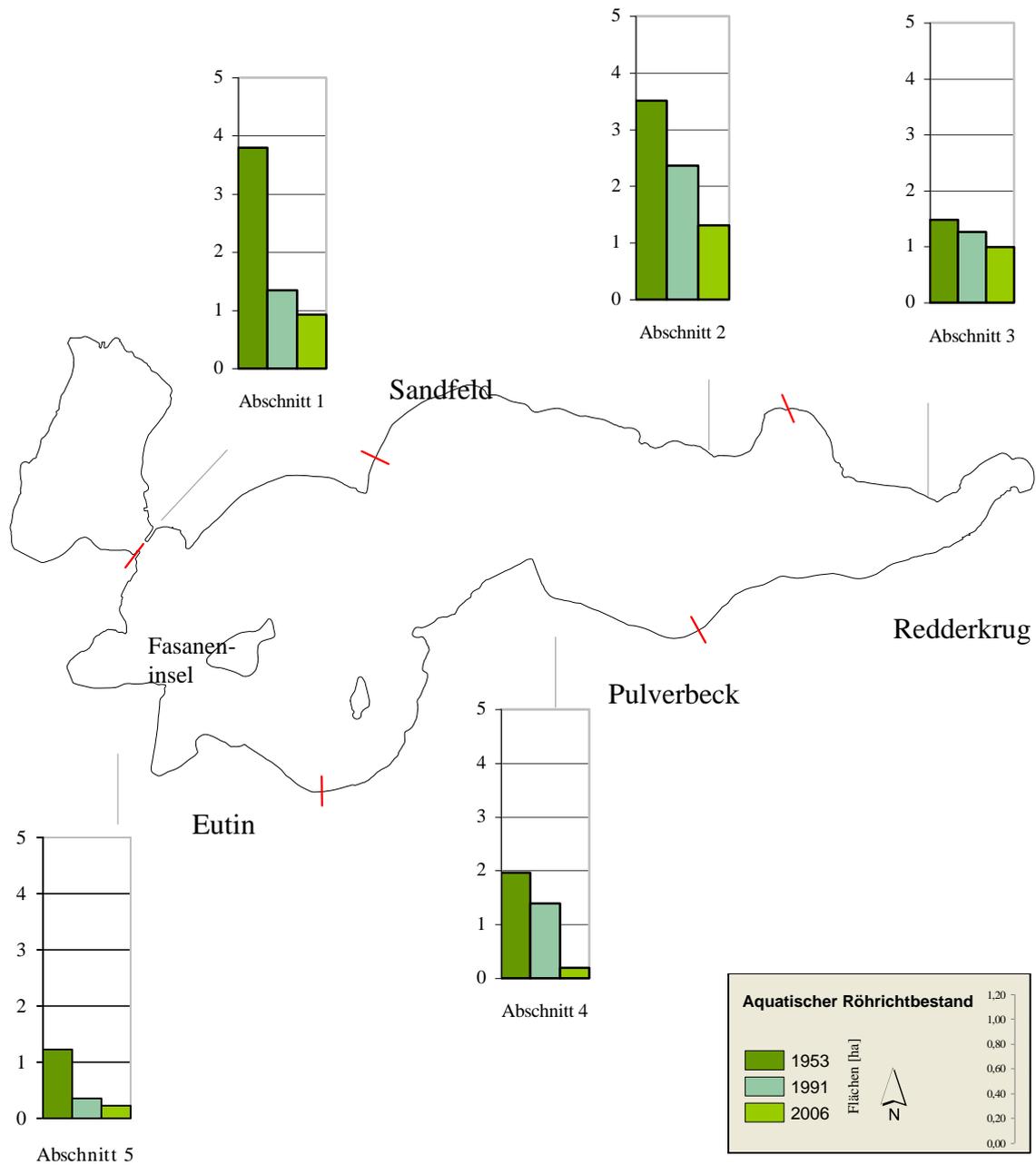


Abb. 12: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Großen Eutiner See 1953-2006

5.1.3 Kleiner Plöner See

Aus der Analyse der Luftbilder von 1953 bis 1991 und der Daten der aktuellen Erfassung der Röhrichte von 2006 geht ein deutlicher Rückgang der aquatischen Röhrichtbestände am Kleinen Plöner See hervor (Abb. 13). In der Zeitspanne zwischen den beiden ersten untersuchten Jahrgängen 1953 und 1991 verminderte sich der Bestand auf den gesamten See bezogen von ehemals 15,5 ha auf 5,6 ha. Das entspricht einem Rückgang von 64,1 %. Die aktuellen Röhrichtbestände von 2006 machen eine Fläche von 2,7 ha aus, so dass seit 1991 ein Rückgang von 51,2 % zu verzeichnen ist. Der Gesamtrückgang zwischen 1953 und 2006 beträgt somit 82,5 %.

In Abschnitt 1, der das vom Hauptbecken etwas abgeschiedene, im westlichen Bereich gelegene Seebecken des Kleinen Plöner Sees umfasst, trat zwischen 1991 und 2006 eine deutliche Bestandszunahme auf. Dadurch verringerte sich der Rückgang in dieser Zeitspanne auf 40,3 % gegenüber 64,4 % im Zeitraum von 1953 bis 1991. Insgesamt kam es wie am gesamten See zu einer erheblichen Regression von 78,7 %. Der nördliche Teil des Sees zwischen Wittmoldt und Tweethörsten (Abschnitt 2) weist zwischen 1953 und 1991 einen Rückgang von 79,4 % auf. In den darauf folgenden Untersuchungsjahren von 1991 bis 2006 setzte sich der Rückgang in abgeschwächter Weise mit 23,4 % fort. Dabei kam es an dem agrarwirtschaftlich genutzten Ostufer zu einer Zunahme des Röhrichtbestandes, während an dem gehölzbestandenen Nord- und Westufer eine deutliche Abnahme der Röhrichtfläche festzustellen ist. Ein abweichendes Muster im zeitlichen Verlauf des Röhrichtrückgangs zeigt sich in den Uferbereichen der Halbinsel Tweethörsten und des Stadtsees (Abschnitt 3): Zwischen 1953 und 1991 ist hier ein eher moderater Schilfrückgang von 38,1 % aufgetreten, der sich in der Zeitspanne von 1991 bis 2006 deutlich verstärkte, so dass 57,9 % der 1991 vorhandenen Röhrichtfläche verloren gingen. In dem relativ dicht besiedelten Bereich zwischen dem Zulauf des Stadtsees und dem Zulauf des Mühlensees (Abschnitt 4) treten bei Betrachtung des gesamten Erfassungszeitraums von 1953 bis 2006 mit 93 % die stärksten Röhrichtrückgänge am Kleinen Plöner See auf. Betroffen ist hier der Inselbereich ebenso wie die besiedelten Uferabschnitte. Für die Röhrichtbestände entlang des Südufers des Kleinen Plöner Sees nahe der Hohen Wache (Abschnitt 5) hingegen zeigt sich nach starken Rückgängen zwischen 1953 und 1991 eine Abschwächung des Rückgangsgeschehens für die Periode zwischen 1991 und 2006, die auf eine positive Entwicklung uferparallel ausgeprägter Schilfröhrichte zurückzuführen ist. Zugleich konnte ein fortschreitender Rückzug der Schilfbestände aus dem offenen Wasser festgestellt werden. Diese Entwicklung setzt sich an den angrenzenden Uferbereichen bei Sophienlust (Abschnitt 6) fort: Während in der ersten Auswertungsperiode (1953-1991) mit einem Verlust von 90,0 % der Röhrichtfläche ein besonders starker Rückgang auftrat, kam es zwischen 1991 und 2006 aufgrund einer deutlich positiven Entwicklung uferparalleler Schilfröhrichte zu einer Ausdehnung der Röhrichtfläche um 71,4 %.

Weitere Details können dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden.

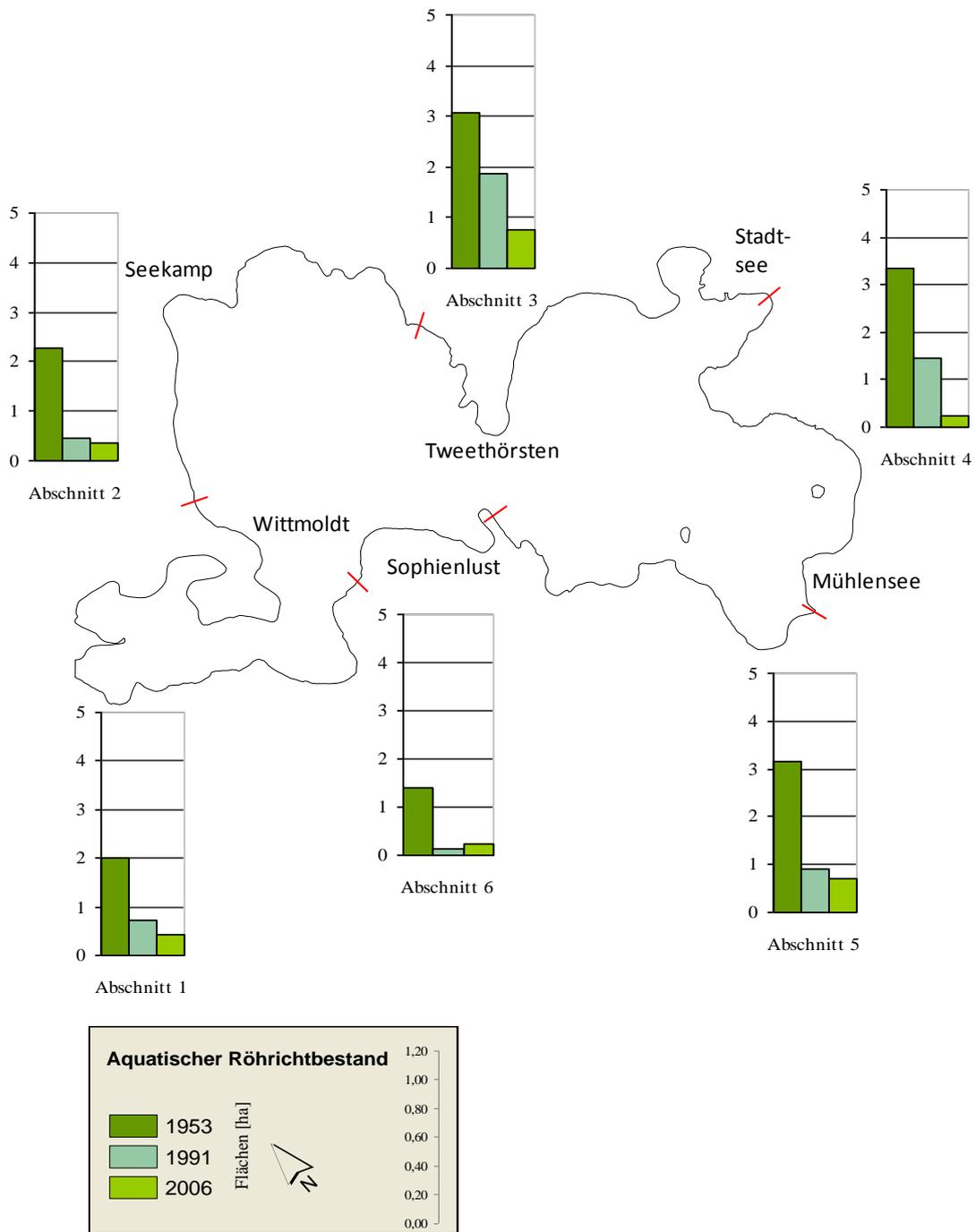


Abb. 13: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Kleinen Plöner See 1953-2006

5.1.4 Trammer See

Am Trammer See erfolgte der stärkste Röhrichtrückgang von 1953 bis 1991 (Abb. 14). In dieser Zeitspanne verminderte sich der Röhrichtbestand von ehemals 8,5 ha auf 2,5 ha. Dies entspricht einem Rückgang von 71,3 %. Im darauf folgenden Zeitraum von 1991 bis 2006 schwächte sich das Rückgangsgeschehen ab, wobei sich die Bestände insgesamt weiterhin um 22,7 % auf 1,89 ha verringerten. Der Gesamtrückgang seit 1953 beträgt 77,8 %.

Die Uferbereiche der an der B 76 gelegenen westlichen Bucht des Trammer Sees (Abschnitt 1) wiesen 1953 einen nahezu durchgehenden uferbegleitenden Röhrichtgürtel mit einer Fläche von 2,8 ha auf. Unter Einbeziehung des im Inselbereich am Bornholts Warder aufgetretenen Röhrichtrückgangs ergibt sich für diesen Abschnitt bis 1991 ein Röhrichtverlust von 66,9 %. Im darauf folgenden Zeitraum von 1991 bis 2006 verringerte sich der aquatische Röhrichtbestand weiterhin, jedoch mit wesentlich geringerem Flächenverlust um 25,3 %. Insgesamt hat sich der Röhrichtbestand von 1953 bis 2006 um 74,8 % zurückgebildet, wobei sich der größte Rückgang entlang des anthropogen beeinflussten Südwestufers vollzog. Das Nordufer (Abschnitt 2) hingegen weist im Jahr 2006 einen durchgehenden Röhrichtbestand auf. Im Zeitraum von 1953 bis 1991 kam es zu kleineren flächigen Bestandsauflösungen. Zudem zog sich der Bestand in Richtung Ufer zurück. Diese Auflösungsmechanismen bewirkten eine Bestandsminderung von 53,5 %. In der darauf folgenden Zeitspanne von 1991 bis 2006 kam es im Ganzen betrachtet zu einer Stabilisierung der Schilfbestände. Eine geringfügig positive Bestandsentwicklung ist seit 1991 für die Schilfbestände entlang der Grünlandflächen des Ostufers/Eulenkrug (Abschnitt 3) zu verzeichnen. Diese bildeten 1953 die größte zusammenhängende Röhrichtfläche am Trammer See, gingen jedoch bis 1991 drastisch um 85,5 % zurück. Seitdem hat die Röhrichtfläche insbesondere am Südufer der Halbinsel Eulenkrug und am Nordufer des nördlichen Seebeckens um 5,8 % zugenommen. Diese positive Entwicklung der Schilfbestände ist auch in den Uferbereichen der Insel Groten Warder zu beobachten. Im Unterschied zu dem östlichen Uferabschnitt wurde für das Südufer des Trammer Sees (Abschnitt 4) ein über den gesamten Erfassungszeitraum hinweg zunehmender Röhrichtrückgang festgestellt. Dieser betrug in der ersten Auswertungsperiode 52,3 % und beschleunigte sich zwischen 1991 und 2006 deutlich, so dass sich die Röhrichtfläche seit 1991 um 90,2 % reduzierte.

Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden.

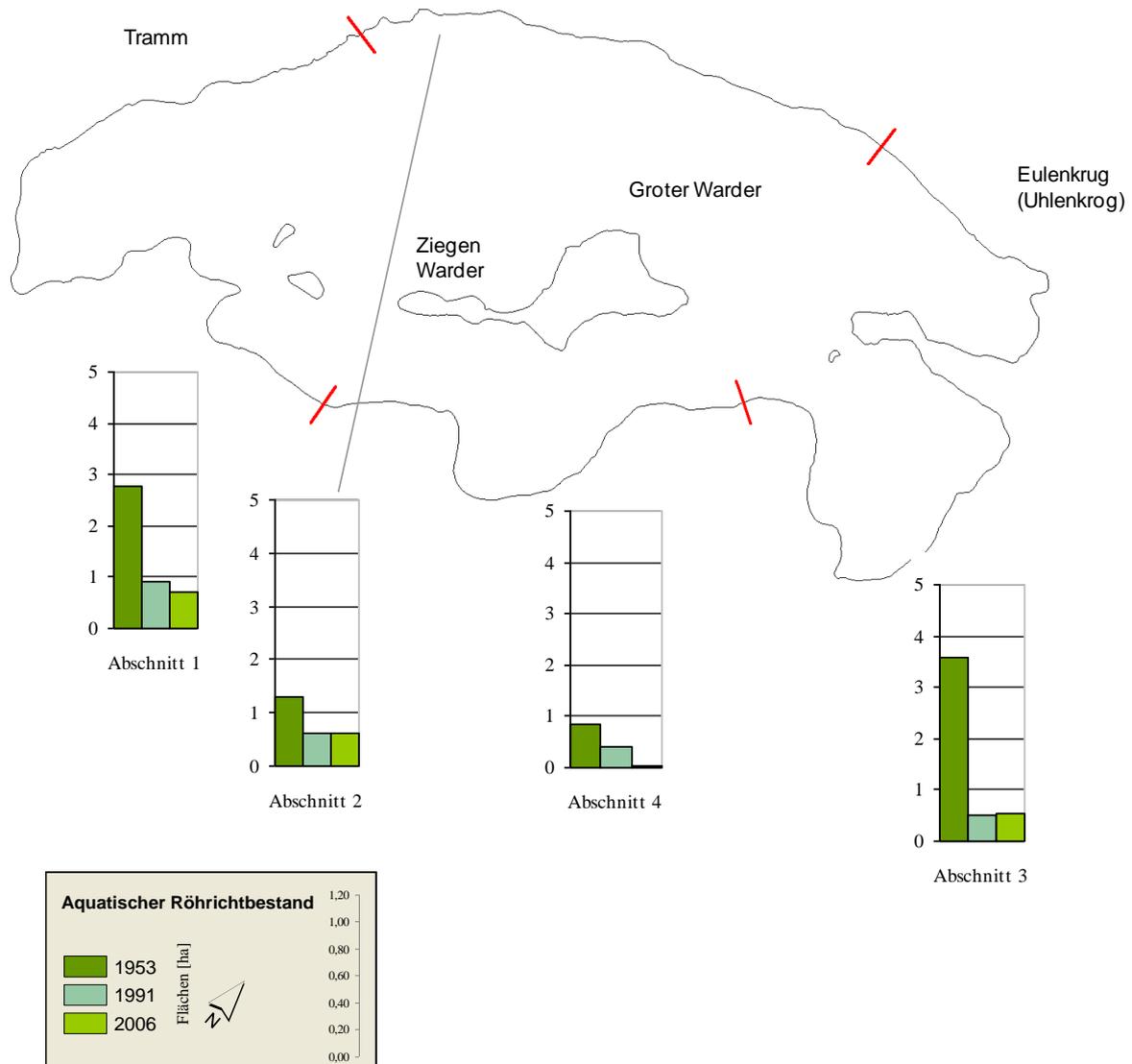


Abb. 14: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Trammer See 1953-2006

5.1.5 Dieksee

Röhrichtbestände am Dieksee treten im Jahr 2006 mit Ausnahme vom östlichen Uferbereich entlang der gesamten Uferlinie auf. Hierbei handelt es sich um zusammenhängende Bestände mit einer maximalen seewärtigen Ausdehnung von ca. 70 m, die überwiegend durch anthropogene Nutzungen am See wie beispielsweise Stegbauten unterbrochen werden. Der Schwerpunkt des Röhrichtrückgangs lag am Dieksee im Zeitraum von 1953 bis 1991. In diesem Zeitraum verringerte sich die Röhrichtfläche um 81,4 %. Seit 1991 konnte dagegen insgesamt eine Ausbreitung der aquatischen Schilfröhrichte um ca. 2,2 % dokumentiert werden. Bei Betrachtung des gesamten Auswertungszeitraums von 1953 bis 2006 ergibt sich ein Rückgang der Schilfröhrichte um 81 %.

Am Nordwest-Ufer des Dieksees, das den Uferbereich vom Abfluss zum Behler See über Timmdorf bis zum östlichen Ende der Halbinsel Seekoppel umfasst, traten 1953 sehr ausgedehnte aquatische Röhrichtflächen auf. Durch die anthropogene Beeinflussung – in Form von Stegen – weisen die Bestände besonders im nördlichen Bereich bereits Anfang der 1950er Jahren eine markante Struktur auf. In den ersten Jahren der Untersuchung verminderte sich die seewärtige Ausbreitung der Schilfröhrichte um 74,1 %. Durch die Kartierungsarbeiten 2006 konnte in dem gesamten Bereich eine Bestandsneubildung von 17,2 % aufgenommen für den Zeitraum 1991-2006 werden. Hierbei wurde vor allem in den zuvor erwähnten anthropogen beeinflussten Bereichen eine positive Entwicklung der wasserseitigen Bestandsgrenzen dokumentiert (Abb. 15). Entlang des angrenzenden Nordufers (Abschnitt 2) erfolgte zwischen 1953 und 1991 ein Rückgang um 75,1 %, der sowohl eine Verringerung in der Bestandsbreite als auch eine lückige Bestandsauflösung zur Folge hatte. Auch in der die Jahre zwischen 1991 und 2006 umfassenden Untersuchungsperiode kam es zu einem erheblichen Rückgang der aquatischen Röhrichte um 67,4 %. Der prozentuale Gesamtrückgang in diesem Abschnitt von 91,9 % entspricht dem zweitgrößten Röhrichtrückgang am gesamten See. Die höchsten Röhrichtverluste wurden für die überwiegend verbauten Uferbereiche nahe Gremsmühlen (Abschnitt 3) festgestellt. Seit 1953 reduzierte sich die Ausdehnung der Röhrichte in diesem Bereich um 98,3 %. Im süd-östlichen Bereich des Dieksees, der von Gremsmühlen bis Seekamp reicht und die Insel Langenwarder mit einschließt (Abschnitt 4), verlief der Röhrichtrückgang hingegen heterogen: Während sich die Röhrichtfläche entlang des süd-östlichen Ufers zwischen 1953 und 1991 deutlich reduzierte, konnte für den Zeitraum 1991-2006 eine Ausdehnung der Schilfbestände dokumentiert werden. Im Bereich der Insel Langenwarder kam es seit 1953 zu einem nahezu vollständigen Rückgang der Röhrichte. Bezogen auf den gesamten Abschnitt ist in dem erstgenannten Zeitraum ein Rückgang von 86,1 % erfolgt. Zwischen 1991 und 2006 nahm die röhrichtbestandene Fläche in dem gesamten Abschnitt um 51,3 % zu. Auch am Südufer entlang des Holms (Abschnitt 5) ist seit 1991 mit einem Flächenzuwachs von 5,2 % eine positiv Tendenz der Röhrichtentwicklung zu erkennen. In der Zeitspanne von 1953 bis 1991 reduzierte sich die Röhrichtfläche jedoch um 87 %, so dass insgesamt ein Röhrichtverlust von 86,4 % auftrat. Eine ähnliche Entwicklung zeigt sich ebenfalls an den aquatischen Röhrichten des Westufers bei Trollholm. Die 1953 großräumig ausgeprägten Röhrichtbestände gingen bis 1991 um 81 % zurück. Zwischen 1991 und 2006 nahm die räumliche Ausdehnung der aquatischen Schilfbestände hier um 15,3 % zu.

Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden.

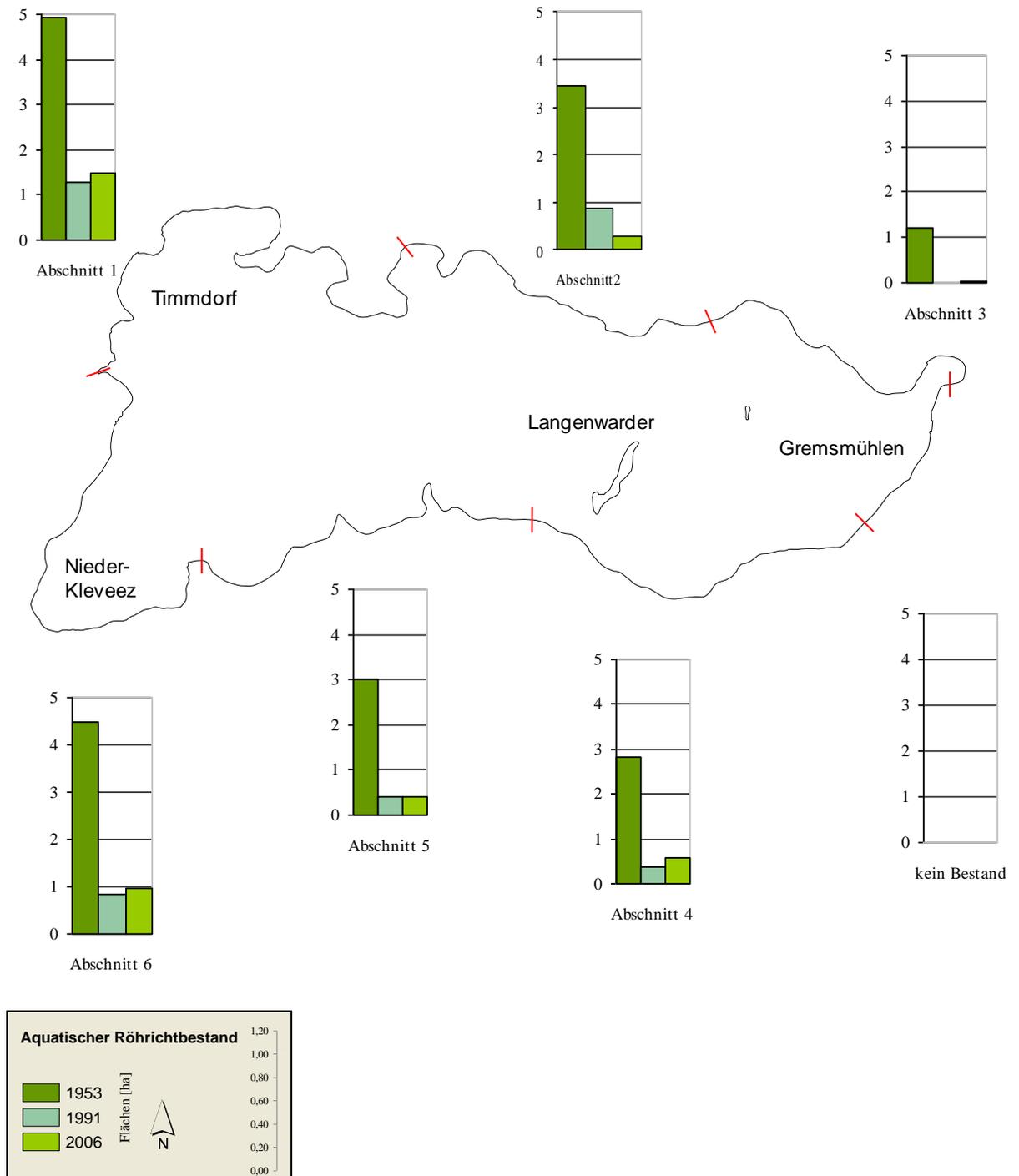


Abb. 15: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Dieksee 1953-2006

5.1.6 Kellersee

Die Auswertungen ergaben für den Zeitraum zwischen 1953 und 2006 einen Rückgang der aquatischen Röhrichtbestände um insgesamt 64 % (Abb. 16). In der Zeit zwischen den beiden ersten Untersuchungsjahrgängen 1953 und 1991 kam es am Kellersee zu einem Rückgang von insgesamt ca. 68 %. Dies entspricht auch gleichzeitig der Phase des hauptsächlichen Rückgangs. Dieser Reduktion der Schilfbestände folgte im Zeitraum von 1991 bis 2006 ein Bestandszuwachs von 12,4 %. Mit einem Bestand von insgesamt 10,8 ha weist der Kellersee heute den mit Abstand größten aquatischen Röhrichtbestand der untersuchten Seen auf.

Die Uferbereiche nahe der Stadt Malente (Abschnitt 1) weisen besonders im Süden eine erhöhte anthropogene Überprägung auf, während die nördlichen Bereiche dieses Abschnitts gering überprägt sind. Die Entwicklung der Röhrichte zeigt wie die Beschaffenheit des Uferbereichs einige Unterschiede. So sind die aquatischen Röhrichtbestände im Süden des Abschnitts von 1953 bis 1991 bis auf wenige Restbestände fast vollständig zurückgegangen, während im nördlichen Bereich bis heute (2006) größere, zusammenhängende Schilfbestände vorzufinden sind. Der Rückgang bewirkte eine Verschiebung der Bestandsgrenze zum Ufer hin, während der Zuwachs zwischen 1991 und 2006 von 50 % zu einer Verdichtung der Bestände entlang des Ufers führte. Die aquatischen Röhrichtbestände nahe des Ohlenhofs (Abschnitt 2) konzentrieren sich vorwiegend auf den nördlichen Bereich sowie auf die Uferzonen der Insel. Im ersten Untersuchungszeitraum verringerte sich der aquatische Röhrichtbestand um 95,8 %. Der geschlossene und weit in den See hineinreichende aquatische Röhrichtgürtel der Insel verschwand in diesem Zeitraum vollständig. Zwischen 1991 und 2006 kam es mit einem Zuwachs um 300 % (= 0,3 ha) zu einer Erholung der Bestände. Die vorhergehenden erheblichen Bestandsverluste konnten damit nicht ausgeglichen werden. Über die gesamte Auswertungsperiode von 1953 bis 2006 kam es hier zu einem Gesamtrückgang der Schilfröhrichte um 83,3 %. Das Nordufer um Hängebargshorst (Abschnitt 3) verfügte im Jahr 1953 über einen ausgedehnten aquatischen Röhrichtbestand, der in den Jahren 1953 bis 1991 um 56 % zurückging. Im darauf folgenden Zeitabschnitt von 1991 bis 2006 wurde der Rückgang der Röhrichtbestände durch einen Zuwachs von 9,1 % zum Teil kompensiert. In den Uferbereichen von Sielbeck bis zur neuen Kalkhütte (Abschnitt 4) ist hingegen seit 1991 keine positive Entwicklung der Röhrichtbestände festzustellen. Der Rückgang der Röhrichte, der zwischen 1953 und 1991 80,5 % betrug, schwächte sich jedoch zwischen 1991 und 2006 auf 12,5 % ab. Neben einer Verdichtung der Schilfbestände entlang des Ufers war hier in den letzten 15 Jahren eine geringfügige Verlagerung der Bestände festzustellen. Auch in dem Uferbereich zwischen der Neuen und der Alten Kalkhütte (Abschnitt 5) ist es zwischen 1953 und 1991 zu deutlichen Bestandsrückgängen von 59,5 % gekommen. In den Jahren zwischen 1991 und 2006 fand an der wasserseitigen Ausbreitungsgrenze bereits bestehender Bestände eine positive Entwicklung statt, die sich in einem Zuwachs von 3,4 % Röhrichtfläche zeigt. Im Bereich des Schwentine-Zuflusses (Abschnitt 6), in dem sich die Schilfbestände am östlichen Ufer konzentrieren, wurde für die Zeitspanne zwischen 1953 und 1991 ein Rückgang der Röhrichtbestände um 43,8 % festgestellt. Seit 1991 stagniert die Ausdehnung der Schilfbestände. Auffällig ist in diesen Uferbereichen der starke Zerfall des Schilfs in einzelne Horste. Entlang der Ufer zwischen Rothengrund und Riemannstein (Abschnitt 7) traten 1953

lediglich am Westufer Schilfbestände auf. Diese verringerten sich bis 1991 um 60 %. Aufgrund dieser geringen Flächenausdehnung 1991 kam es hier bis 2006 zu einer Zunahme der Schilfbestände von 200 %. Wie an anderen Seen bereits beobachtet, entwickelten sich diese Bestände ebenfalls verstärkt entlang der Uferlinie. Eine positive Entwicklung der Schilfröhrichte ist auch in den Uferbereichen zwischen Riemannstein und Rothensande (Abschnitt 8) aufgetreten. Obwohl die Bestände hier schon 1953 aufgrund der fransig-zerrissenen Bestandesfront eine ungewöhnliche Struktur aufwiesen und zwischen 1953 und 1991 um 51,2 % zurückgingen, kam es in der Zeitspanne von 1991 bis 2006 zu einer starken räumlichen Ausdehnung der Röhrichtbestände, so dass bei Betrachtung der gesamten Auswertungsperiode eine Zunahme der Röhrichtbestände um 20 % zu beobachten ist.

Eine detaillierte Darstellung des raum-zeitlichen Verlaufs des Schilfrückgangs in den einzelnen Abschnitten kann dem als Anhang beigefügten Röhrichtkataster entnommen werden

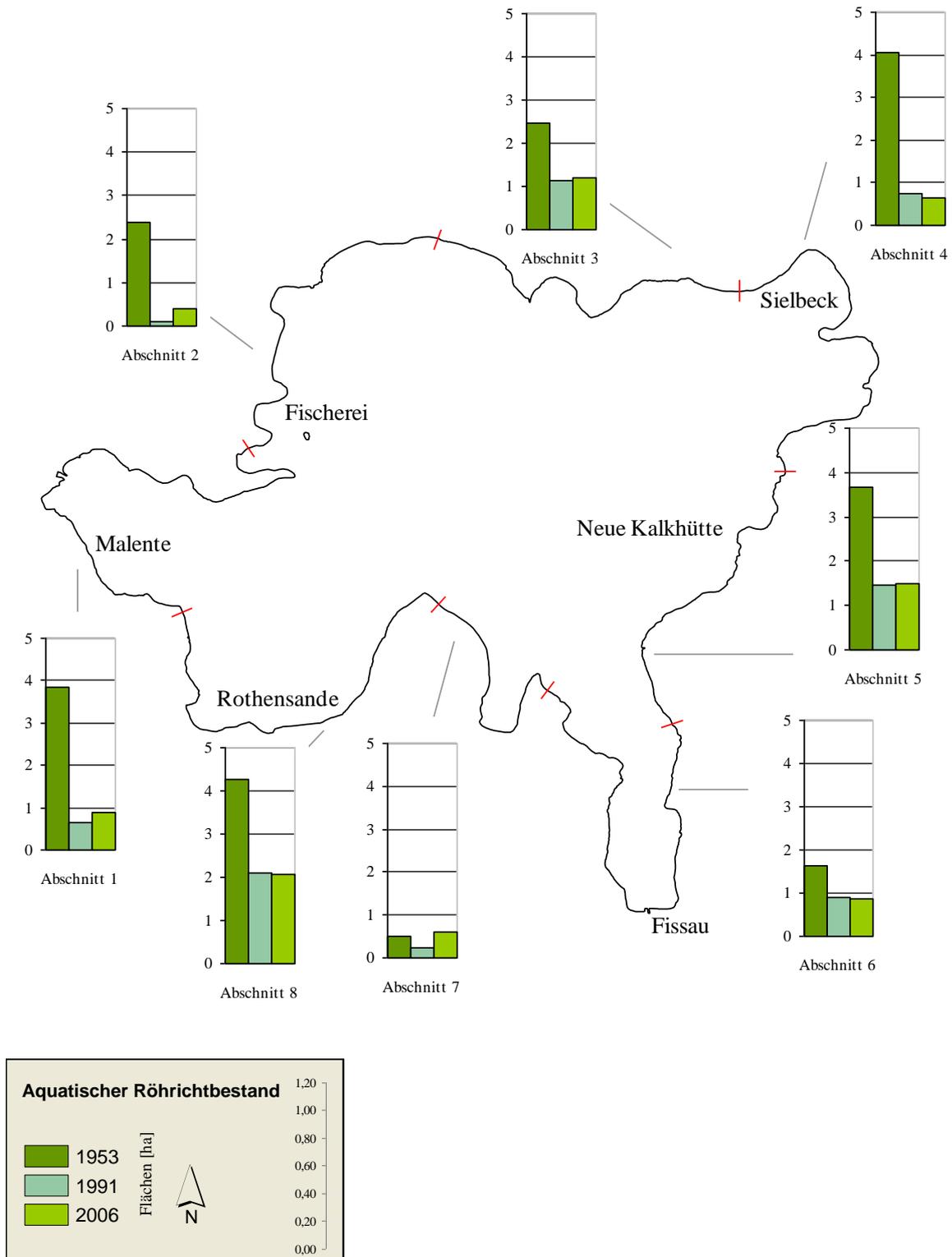


Abb. 16: Raum-zeitlicher Verlauf des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte am Kellersee 1953-2006

5.2 Effekte des Fraßes durch Wasservögel

5.2.1 Erfassung des Wasservogelbestandes

Die höchsten Anzahlen potenziell schilffressender Vogelarten pro km Uferlinie treten am Großen Plöner See und am Schluensee auf. Auch der Kleine Plöner See und der Behler See werden intensiv von Wasservögeln genutzt. An sechs weiteren, generell wenig von Wasservögeln genutzten untersuchten Seen wurden vergleichbar geringe Anzahlen von potenziell schilffressenden Wasservögeln angetroffen. Neben der Blessralle ist die Graugans die zahlenmäßig bedeutendste Wintervogelart im Gebiet (Tab. 3).

Tab. 3: Durchschnittliche und maximale Anzahlen von Wasservögeln während der Wasservogelzählungen von 1996 bis 2005. Mittlere Vogelzahl umgerechnet in das durchschnittliche Gewicht von Graugänsen pro km Uferlinie.

Gewässer	Höckerschwan		Graugans		Kanadagans		Blessralle		Mittlere Zahl Graugansäquivalente pro km Uferlinie
	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max	
Gr. Plöner See	93	282	612	3340	1	7	2459	7985	31
Kl. Plöner See	3	14	134	630	0	1	212	645	18
Schöhsee	0	2	0	0	0	0	136	320	7
Behler See	5	26	95	544	1	10	82	360	15
Trammer See	0	0	25	54	0	0	137	230	6
Tresdorfer See	1	75	34	2100	0	1	3	180	6
Gr. Eutiner See	2	5	23	66	0	0	73	118	5
Kellersee	3	7	1	2	0	0	204	345	4
Dieksee	1	2	6	25	1	10	107	230	3
Schluensee	1	4	130	520	0	0	28	57	24

Blessrallen

Krauß (1979) hat dem Fraß durch Blessrallen eine geringe Bedeutung für den Schilfrückgang an den Havelgewässern zugemessen. Die an der Havel ermittelten Anzahlen von Blessrallen entsprechen etwa 28 Graugansäquivalenten pro km Uferlänge. Damit entspricht der Fraßdruck, der an den Havelgewässern allein durch Blessrallen festgestellt wurde, in etwa dem Maximalwert des Fraßdruckes an den Seen der Holsteinischen Schweiz am Großen Plöner See (der hier vor allem von Graugänsen verursacht wird). Daher kann geschlossen werden, dass der winterliche Wasservogelfraß an den Seen der Holsteinischen Schweiz eine geringe Bedeutung für den Schilfrückgang hat.

Graugänse

Das bedeutendste Graugans-Mausergewässer im Untersuchungsgebiet ist der Große Plöner See. Hier haben seit 1991 annähernd 48000 Gänse gemausert (Tab. 4). Danach folgen der Kleine Plöner See mit fast 4500 und der Trammer See mit etwa 3600 Mauservögeln.

Rechnet man die absoluten Werte in Vögel pro km Uferlinie um, so zeigt sich, dass der potenzielle Fraßdruck der Gänse auf die Ufervegetation am Großen Plöner See etwa doppelt so hoch liegt wie am Kleinen Plöner See. Weitere Gewässer mit hohen durchschnittlichen Vogelanzahlen pro km Uferlinie sind die Rixdorfer Teiche, der Trammer und Behler See sowie die Lebrader Teiche.

Tab. 4: Anzahl mausernder Gänse auf Seen des Untersuchungsgebietes von 2000-2008, Gesamtsumme aller mausernden Graugänse seit Begründung der Mausertraditionen 1990 sowie durchschnittliche jährliche Anzahl von Gänsen pro km Uferlinie 1990-2008.

Gewässer	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Σ1990 -2008	Ø pro km Uferlinie
Gr. Plöner See	3300	3000	2400	3280	5730	4200	5500	5400	3200	47585	52,6
Kl. Plöner See	510	520	370	500	345	480	630	470	200	4476	23,5
Kellersee	0	0	0	0	0	0	30	0	9	39	0,1
Trammer See	300	220	246	200	160	252	200	205	340	3618	21,5
Schöhsee	60	91	30	70	70	43	74	110	145	828	10,1
Suhrer See	60	48	56	0	0	0	85	210	?	481	3,9
Behler See	220	330	235	205	780	150	240	235	165	3195	20,7
Lebrader Teiche	102	146	156	27	140	132	416	462	260	2606	16,6
Rixdorfer Teiche	20	57	0	170	164	65	120	42	0	2113	32,2
Gr. Eutiner See	0	0	100	120	146	110	294	220	250	1240	6,6
Dieksee	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20	0,1
Schluensee	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0,0
Sibbersdorfer See	0	0	0	0	25	5	25		85	178	2,8
Tresdorfer See	26	4	10	8	8	70	132	42	13	323	2,7
Vierer See								99	305	404	2,6
Lanker See		27	75	169	380	280	390	240	1000	2561	9,9
Kleiner Eutiner								50		50	1,1

5.2.2 Ermittlung einer Schadensschwelle

Ein Vergleich aller Versuchsvarianten der Experimentalfächen am Großen Eutiner und am Kleinen Plöner See für das dritte Versuchsjahr (2008) zeigt große Schwankungen in der mittleren Halmzahl pro m² innerhalb der einzelnen Versuchsvarianten (Abb. 17). Während der Median der Kontrollfläche ähnlich hoch liegt wie in der Fläche, in der 50 % aller Halme im Mai gleichmäßig verteilt über die Gesamtbreite des Bestandes entfernt wurden, liegt der Median in allen anderen Varianten etwas niedriger ($\chi^2 = 11,3$; $p < 0,05$). Wurden 25 % der Bestandsbreite im Mai abgefressen, zeigten alle Flächen ähnlich geringfügige Rückgänge ohne eine größere Streuung.

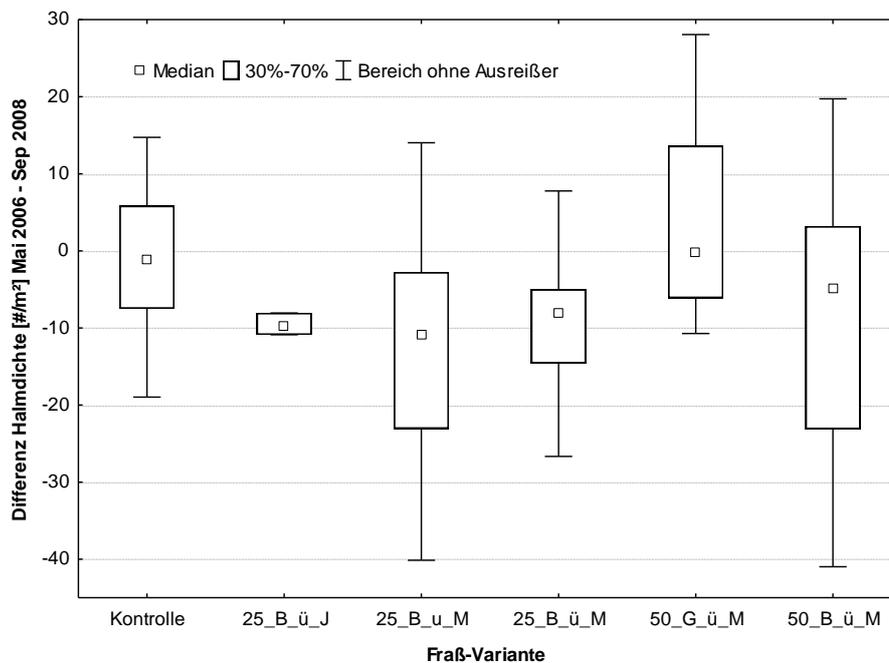


Abb. 17: Effekte der unterschiedlichen Fraß-Varianten auf die Differenz der Halmdichte von *Phragmites australis* zwischen den Jahren 2006 und 2008 an Experimentalfächen am Kleinen Plöner und Großen Eutiner See. 25: Entfernen von 25 % der Biomasse; 50: Entfernen von 50 % der Biomasse; B: Entfernen der Biomasse ausgehend von der Bestandesfront; G: Entfernen der Biomasse gleichmäßig verteilt über die Gesamtbreite des Bestandes; ü: Entfernen der Biomasse über Wasser; u: Entfernen der Biomasse unter Wasser; M: Entfernen der Biomasse im Mai; J: Entfernen der Biomasse im Juni.

Die Schilfpflanzen in den Kübelversuchen im Freigelände des Botanischen Gartens in Kiel haben insgesamt geringe Zuwachsraten im Versuchszeitraum gezeigt. Auch nach drei Jahren waren die Höhe der Halme und ihre Anzahl deutlich geringer als bei Pflanztöpfen derselben Herkunft, die 2006 ins Freiland verpflanzt wurden. Bei den angepflanzten jungen Schilfpflanzen zeigten sich deutliche (allerdings nicht signifikante) Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten (Abb. 18; $\chi^2 = 7,6$; $p = 0,18$). Die geringsten Halmzahlen

entwickelten sich bei einer Schädigung im Juni und bei Schädigungen unter Wasser. Überraschend ist dagegen der Befund, dass der Median der Halmzahlen bei Verlusten von 25, 50 und 75 Prozent aller Halme ähnlich hoch lag. Bei 25 % Halmverlust traten aber insgesamt auch in einzelnen Versuchskübeln höhere Halmdichten auf, die bei Varianten mit höheren Biomasseentnahmen fehlten. Insgesamt zeigten alle Versuchsvarianten hohe Streuungen und einen niedrigeren Median als die Kontrolle.

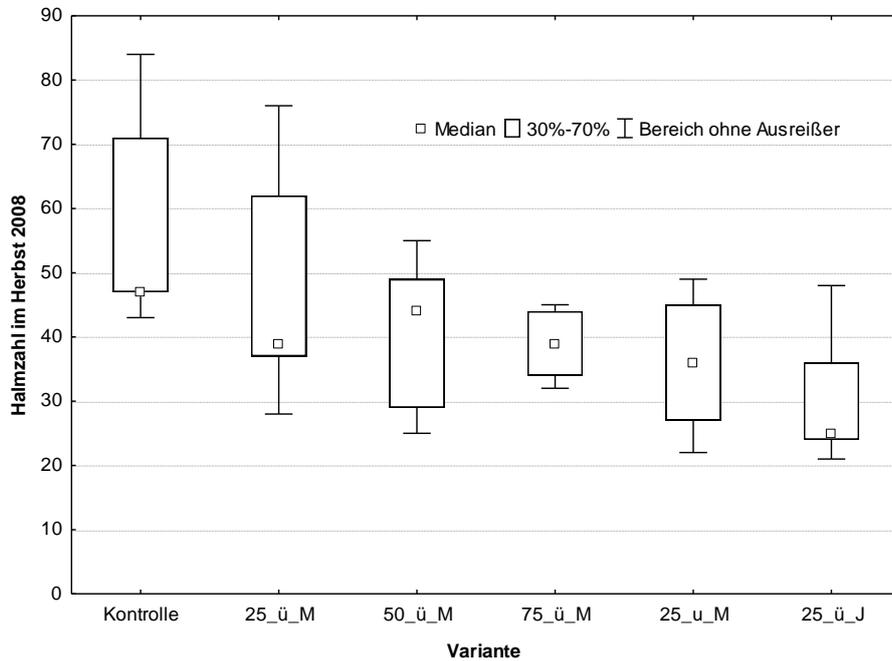


Abb. 18: Effekte der unterschiedlichen Varianten der Biomasse-Entnahme auf die Halmzahl von *Phragmites australis* im Herbst 2008 im Kübelversuch im Freigelände des Botanischen Gartens in Kiel. 25: Entfernen von 25 % der Biomasse; 50: Entfernen von 50 % der Biomasse; 75: Entfernen von 75 % der Biomasse; ü: Entfernen der Biomasse über Wasser; u: Entfernen der Biomasse unter Wasser; M: Entfernen der Biomasse im Mai; J: Entfernen der Biomasse im Juni.

Die Entwicklung der aquatischen Schilfbestände in jeweils 50 m langen Uferabschnitten am Großen Eutiner See und der durchschnittliche Graugansverbiss für den Zeitraum 2006-2008 sind in Abbildung 19 dargestellt. Der Zusammenhang zwischen dem dreijährigen durchschnittlichen Gänsefraß und der Flächenveränderung der aquatischen Röhrichtbestände ist statistisch signifikant (Spearman-R: -0,44, $p < 0,001$).

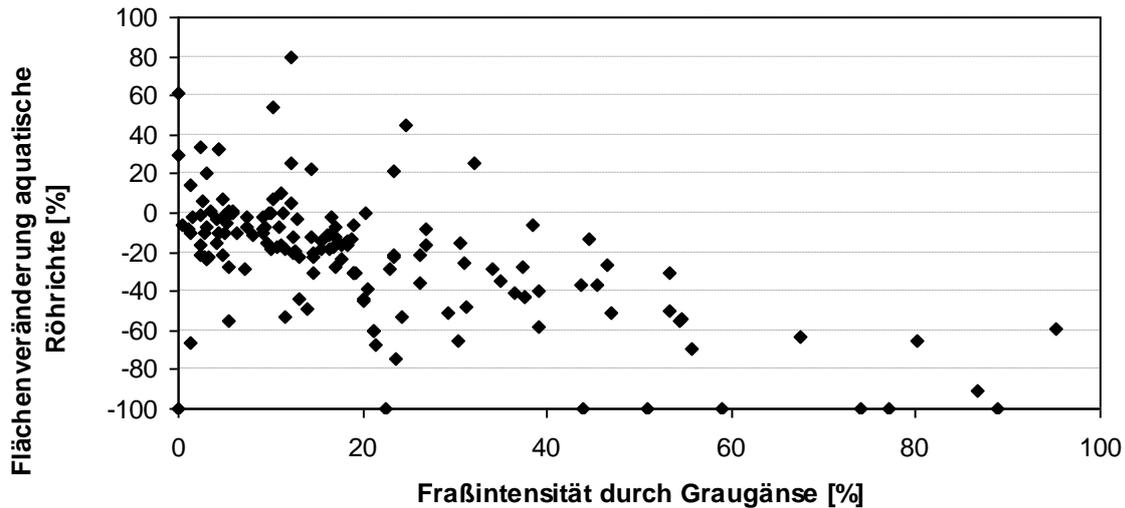


Abb. 19: Effekte der Fraßintensität der Graugänse [%] auf die Veränderung der Ausdehnung der aquatischen Röhrichtflächen [%] zwischen 2006 und 2008 am Großen Eutiner See.

Wiederholter Fraß von bis zu 10 % der Bestandsbreite führte zu einem durchschnittlichen Rückgang von 7 % der Ausdehnung der aquatischen Röhrichtbestände zwischen 2006 und 2008. Fraß zwischen 1 und 20 % der Bestandsbreite führte zu 9 % Verlust der Flächenausdehnung der Röhrichte. Dies entspricht dem auch an aquatischen Schilfbeständen ohne Fraßschäden auftretenden Rückgang der Röhrichtfläche am Großen Eutiner See. Höhere Biomasseverluste durch Wasservogelfraß in Höhe von 20-39,9 % verursachten 33 % Schilfrückgang (Tab. 5). Somit wird davon ausgegangen, dass bei etwa 20 % Bestandsverbiss eine Schadensschwelle liegt. Stärkerer Fraß führt zu deutlich größeren Verlusten an aquatischen Röhrichtbeständen. Allerdings treten auch bei geringerem Fraß vereinzelt hohe Röhrichtverluste auf.

Tab. 5: Durchschnittlicher Fraß in drei Jahren (2006 – 2008) in % der Bestandesbreite der aquatischen Röhrichte und durchschnittlicher Rückgang in % der Schilffläche.

Fraß in %	Ø Schilfrückgang in % Fläche	Fraß in %	Ø Schilfrückgang in % Fläche
1-2,9	7	20-39,9	33
1-9,9	7	40-59,9	52
1-19,9	9	> 50	85

5.2.3 Landschaftsmerkmale und Raumnutzung der Graugänse

A: Eigenschaften von Mausergewässern

An fast allen Gewässern wurden regelmäßige Störungen durch menschliche Freizeitaktivitäten, die in Tabelle 6 nicht gesondert ausgewiesen sind, und durch Prädatoren festgestellt. Graugänse reagieren besonders empfindlich auf unregelmäßig auftretende Störungen mittlerer Intensität, zeigen jedoch eine Gewöhnung an regelmäßig auftretende Störungen hoher Intensität. Inseln als Rückzugsraum erhöhen generell die Attraktivität als Mausergewässer. Dennoch werden auch Gewässer ohne Insel als Mausergewässer genutzt. An einem dieser Gewässer (Tresdorfer See) lässt ein in der Nähe nistender Seeadler die Gänse regelmäßig von den Grünlandflächen fliehen. An diesem See entfernen sich die Gänse aufgrund des regelmäßig überfliegenden Seeadlers nicht weiter als 15 m vom Ufer. An allen anderen Gewässern nisten die Seeadler ebenfalls nicht weiter als 2,9 km entfernt und teils - wie am Großen Plöner See - direkt auf Inseln und die Gänse entfernen sich dennoch bis zu 100 m vom Ufer. Durch die regelmäßige Präsenz der Seeadler, die mit sieben Paaren im Untersuchungsgebiet brüten, scheinen alle Seen in Bezug auf das Prädationsrisiko gleichermaßen unsicher. Ausgeprägte Verhaltensanpassungen konnten diesbezüglich nur am Tresdorfer See beobachtet werden.

Die Größe des Sees zeigt keinen direkten Einfluss auf die jährliche Anzahl mausernder Gänse, obwohl der Große Plöner See das Gewässer mit den mit Abstand höchsten Zahlen mausernder Gänse pro km Uferlinie ist. Weitere große Seen (z.B. Kellersee, Dieksee) haben dagegen eine geringe Bedeutung als Mausergewässer. Möglicherweise beeinträchtigt der geringe Grünlandanteil am Kellersee seine Attraktivität als Mausergewässer. Vom Dieksee ist zwar ein Brutbestand an Graugänsen bekannt, zusätzliche mausernde Gänse wurden jedoch nur in geringer Anzahl festgestellt, ohne dass hier eine Begründung gefunden werden konnte. Auffällig ist weiterhin der sehr geringe Anteil des Nahrungsbedarfs der Graugänse (1 %), der durch Fraß auf Grünlandflächen am Großen Plöner See gedeckt wird. Allerdings kann die fehlende Nahrungsmenge auch nicht in den nur kleinflächig vorhandenen Schilfbeständen aufgenommen werden. Zum Teil fressen die am Großen See mausernden Graugänse am Vierer See, der durch einen Durchfluss erreichbar ist, aber für mehr als 80 % des Nahrungsbedarfes der am Großen Plöner See mausernden Graugänse kann kein Nachweis erbracht werden. Möglicherweise werden Wasserpflanzenbestände genutzt. Allerdings können in der Mauserzeit fehlende Nahrungsmengen auch durch den Verbrauch von Fettreserven ausgeglichen werden (Van Eerden et al. 1997).

Anhand aktueller Luftbilder wurde geprüft, welche Strukturmerkmale Mausergewässer von anderen, nicht zur Mauser genutzten Gewässern unterscheiden. Wesentliche Strukturmerkmale könnten hierbei das Nahrungsangebot an einem Gewässer, die Größe des Gewässers sowie das Störungsregime sein (Tab. 6).

Tab. 6: Eigenschaften von Mausergewässern: Gewässergröße, Anzahl mausernde Gänse pro km Uferlänge, Anzahl vorhandener Inseln, Ausdehnung von Grünland-Äsungsflächen [ha], Anteil des durch Grünlandbeweidung potenziell zu deckenden Nahrungsbedarfs während der Mauser, maximale und durchschnittliche Entfernung der Graugänse vom Ufer während der Mauser [m].

Gewässer	Größe [km ²]	Ufer- line [km]	Zahl Gänse pro Jahr und km Uferlinie	Zahl Inseln	Grün- land [ha]	% Anteil durch Grünland gedeckter Nahrungs- bedarf [%]	Max Entfer- nung vom Ufer [m]	Mittlere Ent- fernung vom Ufer [m]
Gr. Plöner See	29,97	53,20	52,6	27	13,03	1	90	25
Vierer See	1,32	9,20	(2,6)	0	5,70	378	70	27
Kl. Plöner See	2,39	11,20	23,5	3	6,76	15	100	59
Trammer See	1,63	10,00	21,3	4	8,98	32	70	40
Behler See	3,30	9,10	20,7	1	7,58	46	100	54
Schöhsee	0,78	4,80	10,1	3	0,62	3	50	30
Lanker See	3,80	15,20	(9,9)	5	5,20	93	45	36
Gr. Eutiner See	2,18	11,00	6,6	2	3,50	23	40	30
Suhrer See	1,37	7,20	3,9	1	1,51	39	50	40
Sibbersdorfer See	0,55	3,80	2,8	1	1,30	30	45	17
Tresdorfer See	1,11	7,10	2,7	0	0,40	3	15	8
Dieksee	3,74	11,50	(0,3)	2	1,12	36	80	43
Kellersee	5,52	15,50	(0,1)	2	0,65	15	50	35
Schluensee	1,27	5,93	0	0	3,36	-		
Kl. Eutiner See	0,37	2,80	(1,1)	0	0,17	13	55	55

Die Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Röhrichts ließ sich aus den für diese Analyse verwendeten Luftbildern nicht sicher bestimmen. Somit bleibt unklar, welche Nahrungsmengen außer den Grünlandflächen an den Gewässern für mausernde Graugänse potenziell zur Verfügung stehen. Von den Gewässern, die derzeit nicht zur Mauser genutzt werden, verfügen der Trenter See, der Görnitzer See, der Schierensee, der Schmark See, der Scharsee sowie der Wielener See über für mausernde Graugänse zugängliches Grünland. Die Ursache für die an diesen Gewässern fehlenden Mauserbestände wird vermutlich in ihrer geringen Größe liegen. Die meisten Gewässer, die nicht zur Mauser genutzt werden, sind deutlich kleiner als die in Tabelle 6 aufgelisteten Mausergewässer.

Die Rixdorfer Teiche in der Nähe des Untersuchungsgebietes sind mit 0,36 km² das kleinste Gewässer mit einer Mausertradition, die bereits seit 1990 besteht. Von den Gewässern ohne mausernde Graugänse erreicht nur der Rottensee diese Größe, alle anderen Gewässer sind zum Teil deutlich kleiner. Da an den Gewässern keine Inseln vorhanden sind, auf die sich die

Tiere bei Störungen zurückziehen können, werden die Sicherheitsbedürfnisse der Gänse wahrscheinlich nicht erfüllt. Verhaltensbedingtes Meiden von Gewässern geringer Größe kann sich bei lernfähigen Tieren wie den Graugänsen im Laufe der Zeit ändern. Die geringe Größe der betrachteten Gewässer beschränkt momentan jedoch die Nutzung als Mausergewässer. Somit bestehen kaum Aussichten auf Erfolg, die Verlagerung von Mauserbeständen an bislang nicht genutzte Gewässer im Untersuchungsgebiet durch gezielte Maßnahmen zu fördern.

Tab.7: Eigenschaften von Gewässern im Untersuchungsgebiet, die bis 2008 von den Graugänsen nicht zur Mauser genutzt wurden.

Gewässer	Größe [km ²]	Uferline [km]	Zahl Inseln	Grünland [ha]	Mögliche Ursachen für geringe Nutzung durch Gänse
Plußsee	0,133	1,37	0	0	Wald angrenzend
Treter See	0,107	2,14	0	3,5	-
Heidensee	0,148	1,59	0	0,3	Überwiegend Wald angrenzend
Rottensee	0,368	3,19		0,7*	Grünland eventuell unzugänglich
Neuer Teich	0,09	1,65	0	0*	Äcker nicht zugänglich
Rummel Teich	0,064	2,07	0	0	Kein Durchgang zum Grünland
Görnitzer See	0,074	1,15	0	0,3	-
Schierensee	0,134	1,6	0	0,2	-
Grebner See	0,284	2,3	0	0,05	Kaum erreichbares Grünland
Schmark See	0,065	1,0	0	0,6	-
Kl. Benzer See	0,084	1	0	0	Kein Durchgang zum Grünland
Gr. Benzer See	0,125	1,3	0	0,2	Badeanstalt
Scharsee	0,363	4	0	2,5	-
Fuhlensee	0,144	1,9	0	0,1	Grünländer mit Freizeitaktivitäten
Kronsee	0,244	2,2	0	0	Keine zugänglichen Ackerflächen
Wielener See	0,253	3,4	0	0,6	-
Krummsee	0,116	1,7	0	0,05	Kein attraktives Grünland
Teich Ketelsbek	0,059	1,87	0	0*	Grünland/Äcker unzugänglich
Ukleisee	0,331	3,2	0	0	Wald angrenzend
Osterwischteich	0,068	1,21	0	0*	Grünland/Äcker unzugänglich

* = Daten unsicher, da unklar, ob Grünlandflächen von Graugänsen fußläufig erreichbar

B: Nutzung von Grünlandflächen durch Graugänse

Die mittlere Anzahl Kotstücke pro m² (Surrogat für die Intensität der Nutzung der Grünlandflächen durch Graugänse) lag auf allen 141 im Projektgebiet erfassten Grünlandflächen bei 4,8 und die Graugänse entfernten sich im Mittel bis zu etwa 30 m vom Ufer. Wird von einer mittleren Produktion von 3836 Kotstücken pro Graugans während der Mauser ausgegangen (vgl. Kap. 4.3.3), so ergibt sich eine notwendige Flächengröße von 800 m², die für eine Graugans benötigt wird, um ihren Nahrungsbedarf während der Mauserzeit vollständig vom Grünland zu decken (entspricht einer Kapazität von 12,5 mausernden Gänsen pro ha Grünlandfläche).

Auf Flächen mit geringer Störungsintensität entfernten sich die Graugänse regelmäßig bis zu 70 m (in Ausnahmen bis 100 m) vom Ufer und es wurden auf diesen Flächen auch größere Anzahlen Kotstücke pro m² von den Gänsen hinterlassen. So werden in ungestörten Grünlandflächen lediglich 500 m² für die vollständige Ernährung einer Graugans während der Mauser benötigt. Dies entspricht einer Kapazität von 20 mausernden Gänsen pro ha Grünlandfläche.

Die Anzahl der Kotstücke der Graugänse, die auf den Äsungsflächen nachgewiesen wurden, wird von mehreren Faktoren signifikant beeinflusst (Tab. 8): Den stärksten Effekt auf die Anzahl der nachgewiesenen Kotstücke hat die Flächenausdehnung der Äsungsflächen. Zusätzlich hat aber auch die uferparallele Länge des Zugangs vom Gewässer zu den Äsungsflächen einen erheblichen Einfluss auf die Anzahl der nachgewiesenen Kotstücke. Weiterhin beeinflussen auch die Futterqualität sowie die Vegetationshöhe die Intensität der Nutzung von Äsungsflächen durch Graugänse signifikant.

Tab. 8: Einfluss von Flächengröße, Länge des Seezugangs, errechnetem Futterwert der Vegetation nach Klapp sowie der Vegetationshöhe auf die auf 141 seenahen Grünlandflächen der Holsteinischen Schweiz ermittelte Anzahl der Kotstücke von Graugänsen. Ergebnisse einer schrittweisen multiplen Regression mit der abhängigen Variable Anzahl Kotstücke. Durch das multiple Regressionsmodell lassen sich 63% der Variabilität in der Anzahl nachgewiesener Kotstücke pro Äsungsfläche erklären.

Faktor	Erklärte Varianz (r ²)	Signifikanzniveau (p)
Flächengröße [m ²]	0,48	< 0,001
Länge des Seezugangs [m]	0,13	< 0,001
Futterwert [Klapp]	0,01	< 0,05
Vegetationshöhe [cm]	0,01	< 0,05
Gesamtmodell	0,63	

5.2.4 Eigenschaften alternativer Nahrungsflächen

Der zeitliche Verlauf des mittleren Stickstoffgehaltes verschiedener Vegetationstypen und Schilforgane für Frühjahr und Sommer 2006 ist in Abb. 20 und Abb. 21 dargestellt. Die N-Gehalte der Schilfpflanzen wiesen meist ähnliche Werte auf wie die Proben des Weizenackers. Die N-Gehalte der Vegetation der untersuchten Grünlandbestände nahmen im Laufe der Zeit deutlich ab und lagen deutlich unter den N-Gehalten der Schilfröhricht

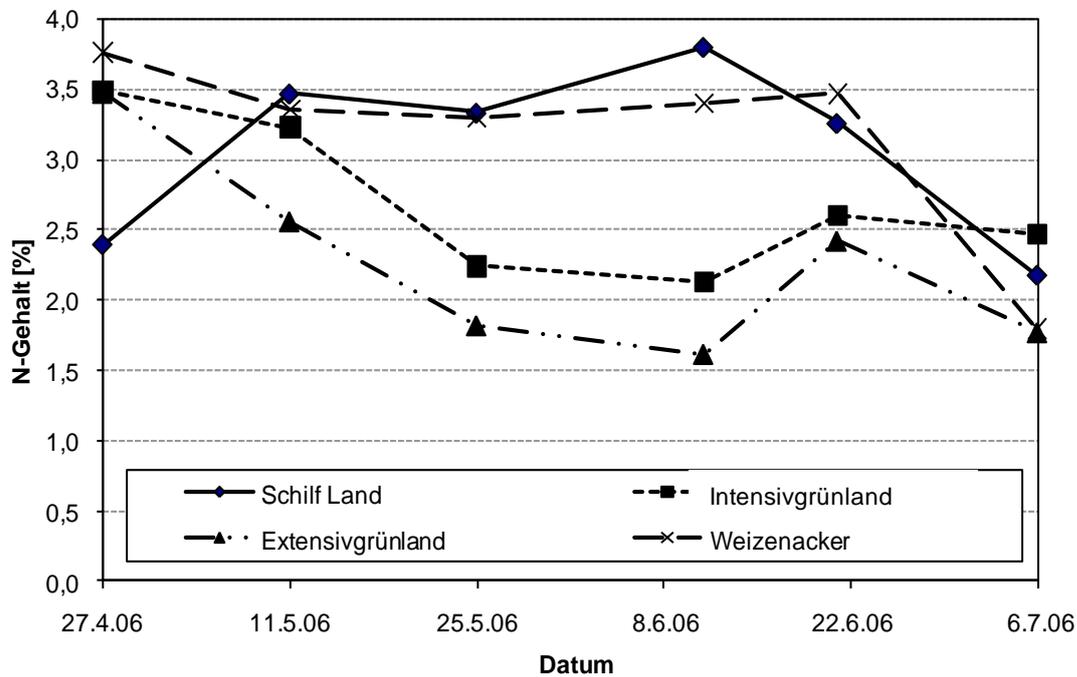


Abb. 20: Verlauf der Stickstoffgehalte [in % der Trockenmasse] verschiedener Vegetationsbestände im Frühjahr und Sommer 2006.

Jüngere Blätter des Schilfs (in 40-80 cm Höhe) wiesen etwas höhere N-Gehalte auf als ältere Blätter (in 0-40 cm Höhe). Systematische Unterschiede zwischen aquatischen und terrestrischen Röhrichtbeständen ließen sich hinsichtlich der N-Gehalte nicht feststellen.

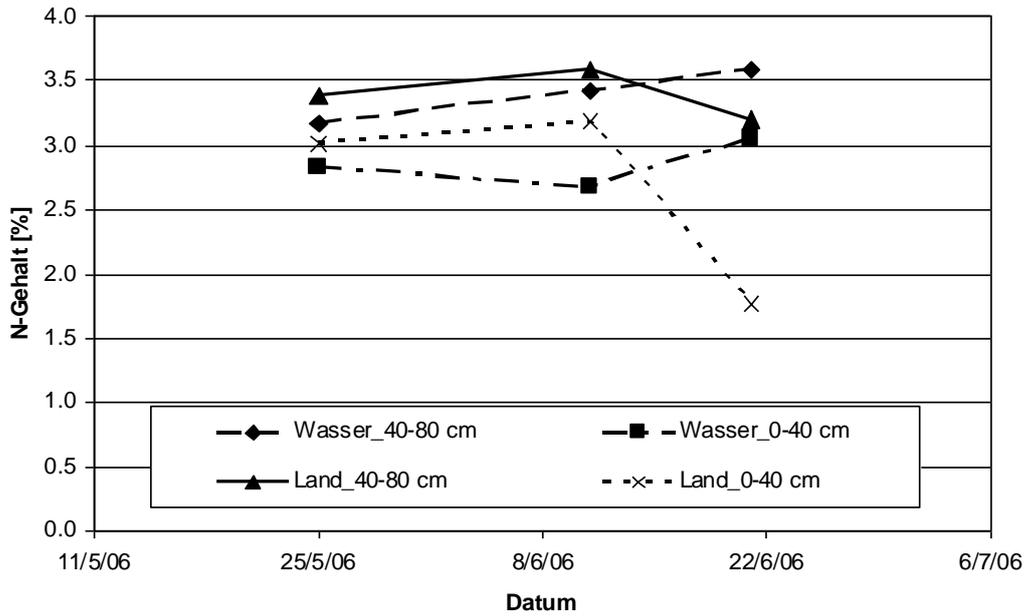
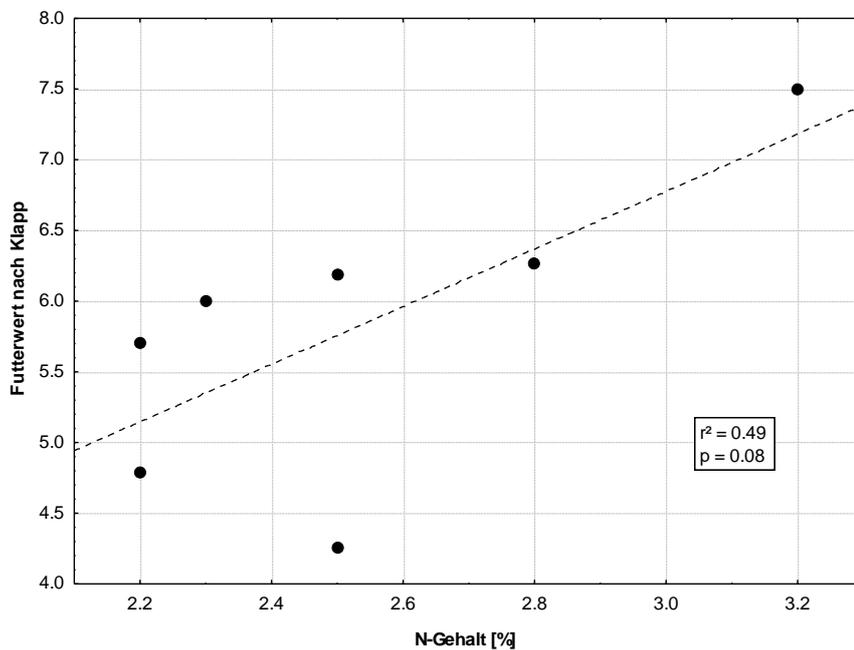


Abb. 21: Verlauf der Stickstoffgehalte [in % der Trockenmasse] von Blättern terrestrischer und aquatischer Schilfpflanzen im Frühjahr 2006. Die Blätter wurden jeweils in 0-40 cm sowie



in 40-80 cm Höhe geerntet.

Abb. 22: Zusammenhang zwischen mittlerem N-Gehalt der Vegetation der untersuchten Grünland- und Acker-Standorte sowie dem aus der Artenzusammensetzung der Vegetation errechneten mittleren Futterwert nach Klapp (1965).

Für die untersuchten Grünland- und Ackerbestände besteht ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen dem mittleren N-Gehalt in der Vegetation und den aus der Artenzusammensetzung der Vegetation berechneten mittleren Futterwertzahlen nach Klapp (1965, Abb. 22). Werden die untersuchten Schilfbestände in den Datensatz einbezogen, so findet sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen N-Gehalten und Futterwertzahlen. Dies deutet darauf hin, dass die Futterwertzahl von 2 (nach Klapp 1965) für das Schilf als zu niedrig angesehen werden muss.

5.2.5 Gänsefraß und Röhrichrückgang

Aus der Analyse der Raumnutzung und den Ergebnissen zur Futterqualität verschiedener Vegetationsbestände (vgl. Kap 5.2.6) lassen sich folgende Merkmale zur Identifizierung besonders vom Fraß durch Graugänse betroffener Schilfbestände ableiten:

1. Besonders gefährdet sind aquatische Schilfbestände, wenn sie in einer Entfernung von weniger als 1500 m von einer Insel liegen, die von den Gänsen regelmäßig bei Störungen aufgesucht wird.
2. Die Gänse fressen intensiv am Schilf, 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 Pflanzenarten zusammensetzen, so dass die Futterwerte zwischen 3-8 liegen.
3. Hohe Fraßschäden am Schilf treten dann auf, wenn die menschlichen Störungen eine geringe oder eine sehr hohe Intensität aufweisen, an die Graugänse sich gewöhnen können, und nicht ausreichend Grünlandflächen vorhanden sind. Bei mittleren Störungsfrequenzen kann keine Gewöhnung beobachtet werden und der Gänsefraß an aquatischen Röhrichen ist geringer.

5.2.6 Ableitung von Managementmaßnahmen

Wird an Seen festgestellt, dass der Fraß durch Graugänse einen Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte verursacht, ergeben sich folgende Managementoptionen:

1. Mahd oder Wiederbeweidung von Grünlandbrachen, wobei die Bestände vorzugsweise erst seit kurzem brach liegen sollten, so dass die Futterqualität aufgrund der Artenzusammensetzung der Vegetation (noch) vergleichsweise hoch ist. Geringe Aussichten auf Erfolg hat die Mahd von Hochstaudenfluren oder Seggenriedern, da deren Pflanzenbestände aufgrund geringer Futterqualität generell von den Graugänsen wenig geschätzt werden.
2. Schaffung von Durchgängen von Gewässern zu attraktiven ufernahen Nahrungsflächen durch Mahd der Krautschicht ab Mitte Mai. Durch die Schaffung von schmalen Durchgängen von 1-2 m Breite können den flugunfähigen Gänsen neue Nahrungsflächen zugänglich gemacht werden.

3. Reduzierung von anthropogenen Störungen mittlerer Intensität für Graugänse an attraktiven Nahrungsflächen. Diese Maßnahmen können die Sperrung von Uferabschnitten für Boote sein, die Sperrung von Wanderwegen oder die Abzäunung von Flächen gegen freilaufende Hunde. Bei Orten mit hoher Störungsfrequenz kann dagegen eine Gewöhnung der Graugänse an menschliche Störungen eintreten.
4. In einzelnen Fällen kann die Zäunung von besonders gefährdeten aquatischen Schilfbeständen erforderlich werden, wobei eine kurzzeitige Zäunung während der Mauserzeit sowie eine feste, dauerhafte Zäunung in Frage kommt.

Die Umsetzung von Maßnahmen, die zu erhöhtem Fraß von Graugänsen auf Grünlandflächen führen, setzt das Einverständnis des Flächeneigentümers voraus, da sich der Aufwuchs des Grünlandbestandes reduziert. Ein finanzieller Ausgleich für die Eigentümer ist von administrativer Seite allerdings bislang nicht vorgesehen.

Im Verlauf des Projektes gelang es, auf zwei Flächen am Trammer See die Nutzung im Sinne des Wasservogelmanagement zu optimieren. Zum einen wird die zuvor mehrere Jahre ungenutzte Insel Groten Warder seit 2008 wieder extensiv beweidet. Zum anderen wurde auf einer Grünlandfläche am Ostufer des Sees die Beweidungsintensität wieder erhöht, um der zunehmenden Ausbreitung von Hochstauden entgegenzuwirken. Am Kleinen Plöner See konnte auf einer Grünlandfläche, auf der ein Pächterwechsel stattfand, die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein dafür gewonnen werden, das Grünlandmanagement auch auf die Bedürfnisse der Graugänse auszurichten. Die konkrete Umsetzung wird derzeit mit den örtlichen Behörden abgestimmt. Die Effekte dieser Optimierung von Grünlandflächen auf die Raumnutzung der Gänse und die damit verbundene mögliche Abschwächung des Fraßdrucks auf die aquatischen Schilfröhrichte beider Gewässer konnten aufgrund der kurzen Beobachtungszeit bislang nicht quantifiziert werden.

5.2.7 Ergebnisse der Erprobung temporärer Zäunungen

Im Rahmen des Projektes wurden sowohl (kostenintensive) dauerhafte als auch (weniger kostenintensive) temporäre Zäunungen erprobt. Nachfolgend werden Bau und Effektivität temporärer Zäunungen dargestellt, während auf die Effekte dauerhafter Zäunungen in Kap. 5.8.1 eingegangen wird.

Variante 1: Einfacher Zaun im Flachwasserbereich (Abb. 23 A und B)

Konstruktion aus Weidezaunpfählen und Ernteband oder Flatterband

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun: Mit drei Personen insgesamt 45 Minuten.

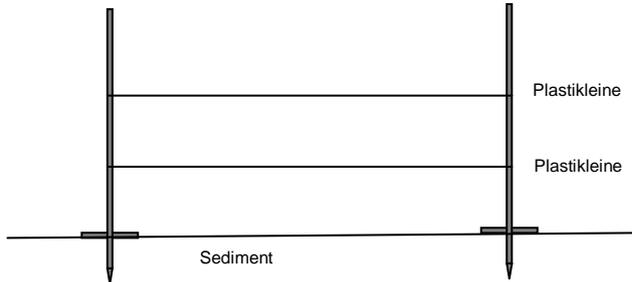
Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

Erntegarn	0,10 € oder	Flatterband	0,20 €
Weidezaunpfähle (5)	10,00 €		

Bemerkungen zum Aufbau: Der Aufbau war schnell und problemlos.

Bemerkungen zur Funktion: Im Flachwasser im 1. Jahr nur bei starken Wellen einige Stäbe umgefallen. Im 2. Jahr durchgehend funktionsfähig, kein Fraß.

Bewertung: Im flachen Wasser, wo die Gänse die Zäune nicht unterqueren können, uneingeschränkt zu empfehlen



A

B

Abb. 23: Einfacher Zaun im Flachwasserbereich (A) schematisch und (B) am Großen Plöner See.

Variante 2: Einfacher Zaun in tieferen Bereichen (Abb.24 A und B)

Konstruktion aus Weidezaunpfählen und Ernteband oder Flutterband in tieferen Bereichen

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun: Mit drei Personen insgesamt 60 Minuten.

Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

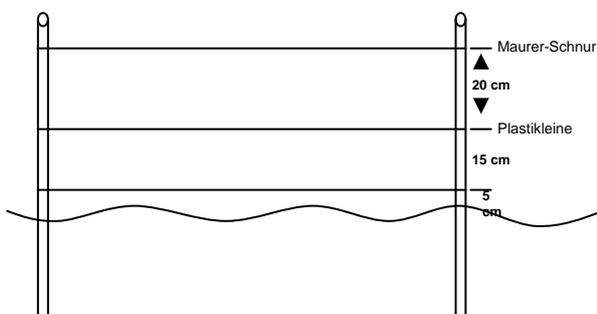
Maurerschnur : 1,00 €

Erntegarn: 0,10 €

Bemerkungen zum Aufbau: Der Zaun war leicht aufzubauen.

Bemerkungen zur Funktion: Funktionierte gut, doch nach einigen Tagen tauchten die Gänse unter dem Zaun durch.

Bewertung: In tieferen Uferbereichen bedingt zu empfehlen.



A

B

Abb. 24: Einfacher Zaun im tieferen Bereich (A) schematisch und (B) am Kleinen Plöner See.

Variante 3: Einfacher Zaun mit ergänzenden, senkrecht angebrachten Bändern (Abb. 25)

Beliebige Pfosten, zwischen denen Querbänder gespannt werden. Diese werden mit weiteren Bändern senkrecht miteinander verknüpft.

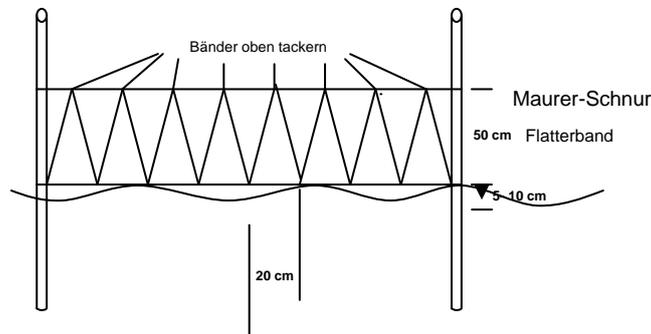


Abb. 25: Einfacher Zaun mit ergänzenden, senkrecht angebrachten Bändern schematisch

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun: Mit drei Personen insgesamt 60 Minuten.

Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

Maurerschnur :	2,00 €
Flatterband:	0,20 €
Summe:	2,20 €

Bemerkungen zum Aufbau: Maurerschnur muss geknotet werden, Tackern o.ä. nicht möglich

Bemerkungen zur Funktion: Durch den Wind wurden die Bänder zusammen geschoben, so dass der Zaun bereits am nächsten Tag funktionslos wurde

Bewertung: Nicht zu empfehlen.

Variante 4: Einfacher Zaun mit zick-zack-förmiger Querbearbeitung (Abb. 26 A und B)

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun: Mit drei Personen insgesamt 60 Minuten.

Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

Flatterband	1,30 € oder
Erntegarn	0,30 €

Bemerkungen zum Aufbau: Der Aufbau war problemlos, der Zaun musste regelmäßig kontrolliert werden. Algen führen zu einem Absinken des untersten Bandes.

Bemerkungen zur Funktion: Nach Wasserstandsschwankungen wurde der Zaun von den Gänsen unterquert

Bewertung: Im flachen Wasser, wo die Gänse die Zäune nicht unterqueren können, uneingeschränkt zu empfehlen.

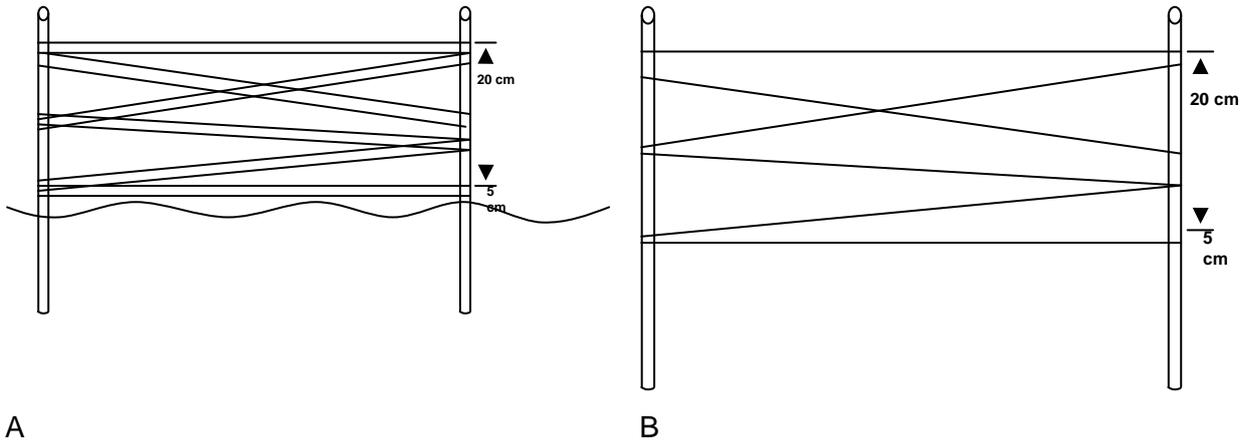


Abb. 26: Einfacher Zaun mit zick-zack-förmiger Querbefestigung schematisch

Variante 5: Einfacher Zaun mit senkrechter Befestigung (Abb. 27 A und B)

Beliebige Pfosten mit senkrechter Befestigung

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun: Mit drei Personen insgesamt 200 Minuten.

Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

Erntegarn 0,30 €

Bemerkungen zum Aufbau: Das Knüpfen des Netzes war zeitaufwändig, da die Knoten zunächst verrutschten.

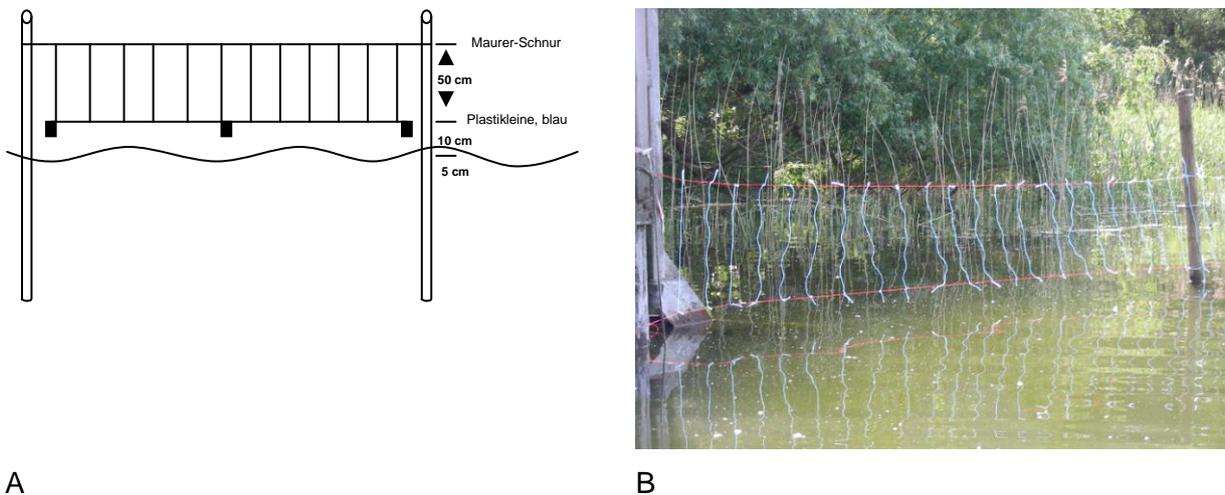


Abb. 27: Einfacher Zaun mit senkrechter Befestigung (A) schematisch und (B) am Kleinen Plöner See

Bemerkungen zur Funktion: Nach Wasserstandsschwankungen wurde der Zaun von den Gänsen unterquert. Dieser Mangel kann wahrscheinlich durch ein tieferes Anbringen des Zauns verhindert werden.

Bewertung: Durch das sehr zeitintensive Knüpfen des Netzes nicht zu empfehlen. In tieferen Uferbereichen nur bedingt zu empfehlen.

Variante 6: Schafzaun (Abb. 28)

Beliebige Pfosten, an denen ein Schafzaun angebracht wird

Zeitaufwand für den Aufbau von 10 m Zaun:

Mit drei Personen insgesamt 45 Minuten.

Kosten für den Aufbau von 10 m Zaun:

Schafzaun 17,00 €

Bemerkungen zum Aufbau:

Der Zaun wurde über und unter Wasser befestigt. Blesrallen durchschwammen den Zaun mühelos.

Bemerkungen zur Funktion:

Der Zaun war effektiv gegen Fraß von Graugänsen, auch das Aufkommen von Algen hat die Funktionstüchtigkeit nicht beeinträchtigt.

Bewertung: Hohe Kosten, aber geringer

Betreuungsaufwand und gute Sicherung des Schilfes.



Abb. 28: Schafzaun am Kleinen Plöner See

Grundsätzlich hat sich besonders die kostengünstige und wartungsarme Variante 1 im Flachwasser bewährt. Hier wurden Metallstäbe verwendet, die zum Aufstellen von Elektrozäunen auf Weiden genutzt werden und mit drei Lagen Band bespannt. Derselbe Zaunaufbau wird jedoch beim Einsatz im tieferen Wasser von den Gänsen nach kurzer Zeit unterquert (Variante 2). Als Pfähle wurden hier in Abhängigkeit vom Sediment eine Vielzahl von Materialien aus dem Baumarkt oder Äste verwendet. Die Wirksamkeit kann durch Anbringen einer Schnur unterhalb der Wasserlinie erhöht werden, wenn keine ausgeprägten Algen- oder Wasserpflanzenvorkommen die Zaunstabilität gefährden.

Die im tiefen Wasser wirksamste Variante 6 war gleichzeitig die teuerste, die in dem Anbringen eines Schafsnetzes über und unter Wasser bestand. Als Pfähle konnten im weichen Untergrund Äste verwendet werden, die nach der Mauserzeit wieder entfernt wurden. Die Kosten für den Zaun relativieren sich durch die mehrjährige Verwendbarkeit, über die Häufigkeit der Wiederverwendbarkeit liegen aber bisher noch keine Angaben vor.

5.3 Effekte verschiedener Renaturierungsmaßnahmen – ausgewählte Ergebnisse

5.3.1 Effekte der Gehölzentnahme

Nach zwei Jahren Versuchslaufzeit zeigten sich im Herbst 2007 positive Effekte der Gehölzentnahme auf die aquatischen Schilfbestände im unmittelbaren Uferbereich. Erwartungsgemäß traten diese Effekte nicht an der seewärtigen Ausbreitungsfrent der aquatischen Schilfröhrichte auf, da diese nicht oder nur wenig von der durch die Gehölzentnahme erhöhten Lichtverfügbarkeit beeinflusst sind. In den uferseitigen Bereichen der untersuchten Schilfbestände konnte für den Monat September jedoch ein deutlich erhöhter Anteil rispenträger Halme von *Phragmites australis* pro Quadratmeter in Schilfbeständen mit durch Gehölzentnahme erhöhter Lichtverfügbarkeit festgestellt werden (Abb. 29).

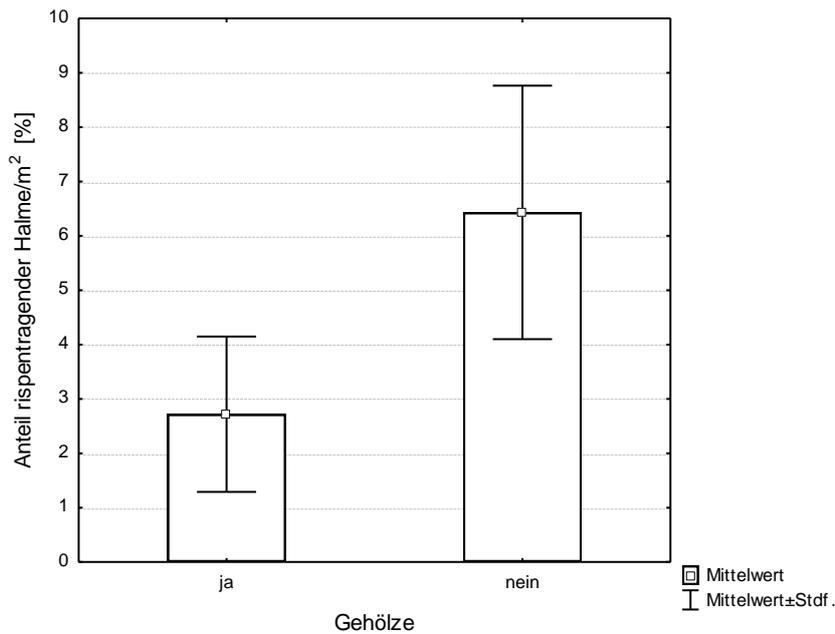


Abb. 29: Anteil rispenträger Halme von *Phragmites australis* pro Quadratmeter [%] im uferseitigen Bereich von Schilfbeständen mit hoher und geringer Lichtverfügbarkeit (Gehölze nein, Gehölze ja) im September 2007. $t = -1,4$, $p = 0,17$.

Wie in Abb. 30 dargestellt, ergibt sich aus der vergleichenden Betrachtung der Biomasseproduktion von aquatischen Schilfbeständen an Standorten mit Gehölzentnahme und ohne Gehölzentnahme ein klareres Bild. Die als Trockengewicht in Gramm ermittelte Biomasseproduktion unbeschatteter Schilfröhrichte ist signifikant höher als die Biomasseproduktion beschatteter Bestände ($t = -5,5$, $p < 0,001$). Auch die Auswertung weiterer Daten zur Halmdichte und zur Halmhöhe in aquatischen Röhrichten an beschatteten bzw. unbeschatteten Uferabschnitten weist auf die positive Entwicklung der Schilfröhrichte nach Erhöhung der Lichtverfügbarkeit durch Gehölzentnahme im Uferbereich hin (o. Abb.).

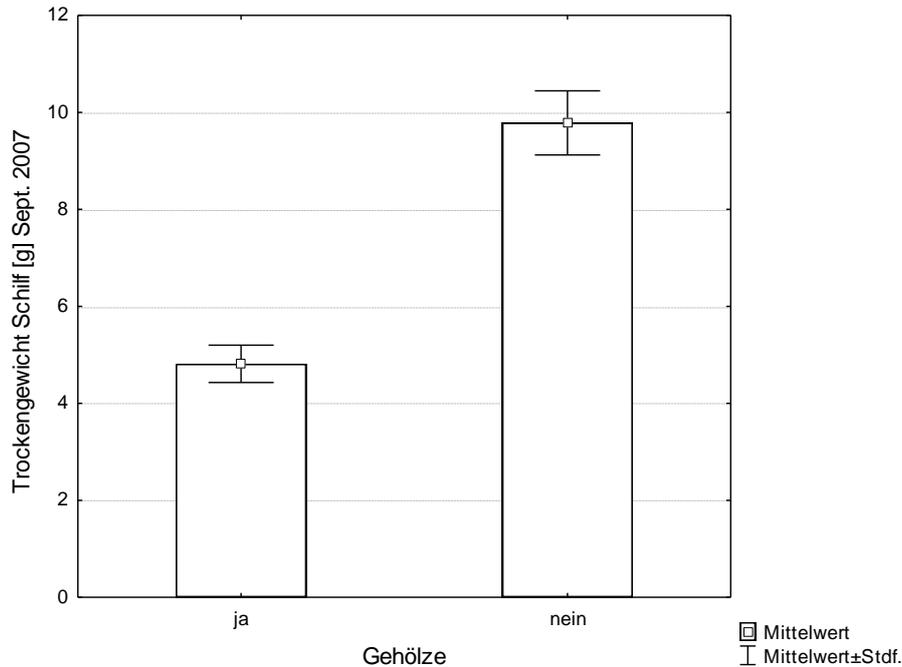


Abb. 30: Trockengewicht [g] von je 10 im uferseitigen Bereich von Schilfbeständen mit hoher und geringer Lichtverfügbarkeit (Gehölze nein, Gehölze ja) entnommenen Halmen. $t = -5,5$, $p < 0,001$.

Die Verminderung der Beschattungsintensität an schilfbestandenen Uferabschnitten kann also zu einer erhöhten Vitalität der uferseitigen Kompartimente aquatischer Schilfröhrichte führen. Da Schilfröhrichte im Wechselwasserbereich eine große Bedeutung sowohl für die Wiederausbreitung der Röhrichte nach Schädigungen als auch für die Nährstoffversorgung aquatischer Teile des Schilfbestandes haben, wirkt sich die Erhöhung der Lichtverfügbarkeit entlang des Ufers letztlich auch auf die aquatischen Schilfbestände positiv aus.

5.3.2 Effekte reduzierter mechanischer Belastung und Fraßintensität auf bestehende Schilfbestände

Die Reduktion der mechanischen Belastung durch den Bau von Wellenbrechern in Form von Palisaden sowie die Reduktion des Fraßes durch Wasservögel anhand einer Einzäunung führt zu einer verstärkten Biomasseproduktion in vorhandenen aquatischen Schilfbeständen. Das Trockengewicht [g] von je zehn Halmen aus Schilfröhrichten, die im Rahmen des Experimentes mit einem Zaun und / oder einer Palisade versehen wurden, liegt erkennbar über dem Trockengewicht der Halme von ungezäunten bzw. mechanischer Belastung ausgesetzten Schilfbeständen (Abb. 31). Die Ergebnisse einer zweifaktoriellen ANOVA zeigen, dass dabei sowohl das Vorhandensein einer Zäunung als auch einer Palisade signifikanten Einfluss auf die Biomasseproduktion hat (Zaun: $F = 23,3$; $p < 0,001$, Palisade: $F = 12,8$; $p < 0,001$). Eine signifikante Interaktion der Faktoren Zaun und Palisade konnte nicht festgestellt werden ($Z \times P$: $F = 2,7$; $p < 0,1$). Die Ergebnisse machen deutlich, dass bestehende aquatische Schilfröhrichte durch die erprobten Schutzmaßnahmen effektiv in ihrer Vitalität gestärkt werden können.

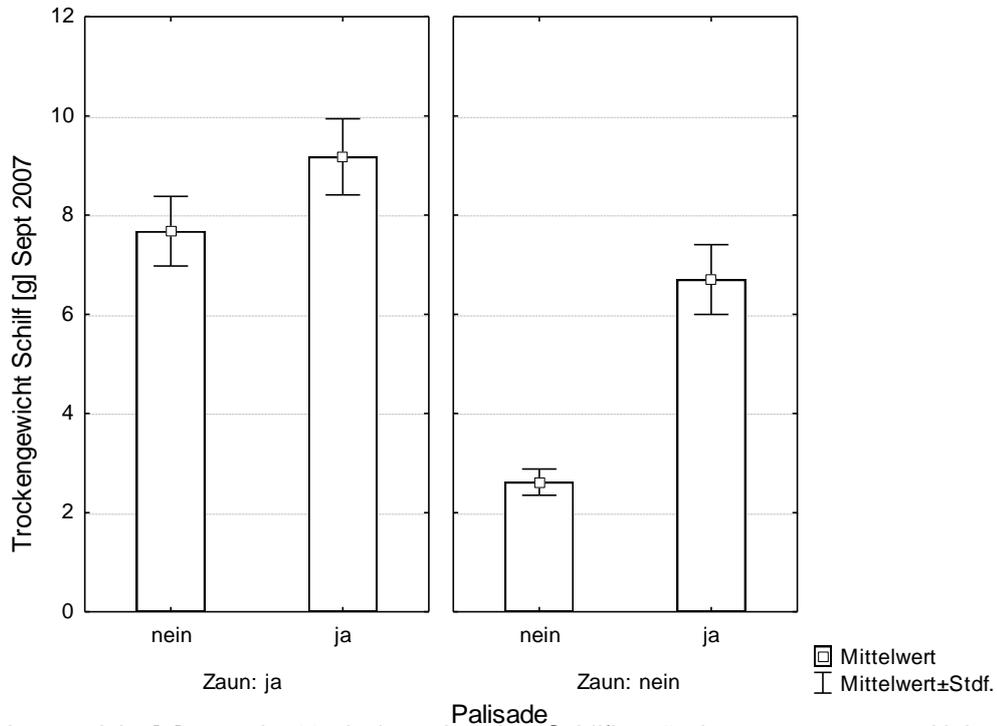


Abb. 31: Trockengewicht [g] von je 10 in bestehenden Schilfbeständen entnommenen Halmen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Zaun und /oder einer Palisade. ANOVA.

5.3.3 Effekte reduzierter mechanischer Belastung auf Anpflanzungen von Schilf

Die Ergebnisse der experimentellen Anpflanzungen von Schilf mit und ohne Wellenbrecher weisen auf positive Effekte der reduzierten mechanischen Belastung durch eine Palisade auf den Etablierungserfolg von Schilfpflanzen hin. Schilfpflanzen, die durch eine Palisade geschützt wurden, entwickelten bis zum Ende der Vegetationsperiode (hier: September 2007) auf den 4 m² großen Anpflanzungsflächen im Mittel ca. dreimal so viele Halme wie Schilfpflanzen, die durch einen schwimmenden Wellenbrecher oder gar nicht geschützt wurden (Abb. 32). Pflanzen hinter schwimmenden Wellenbrechern bildeten genauso viele Halme wie ungeschützte Individuen, so dass diese Wellenbrechervariante keine positiven Effekte auf die Etablierung zeigte.

Geringen Einfluss hatten beide Wellenbrechervarianten auf das Längenwachstum der Halme (Abb. 33). Zwar erreichten die durch eine Palisade vor mechanischer Belastung geschützten Pflanzen eine Halmhöhe von ca. 65 cm, doch blieb die Halmhöhe ungeschützter Pflanzen mit ca. 45 cm nur geringfügig unter diesem Wert. Die durch einen schwimmenden Wellenbrecher geschützten Individuen erreichten eine Halmhöhe von 55 cm, so dass hier eine leicht verbesserte Entwicklung der Pflanzen gegenüber der ungeschützten Variante festzustellen ist.

Als effektivste und wenig wartungsintensive Methode zum Schutz von Schilfanpflanzungen haben sich im Experiment somit die Palisaden erwiesen.

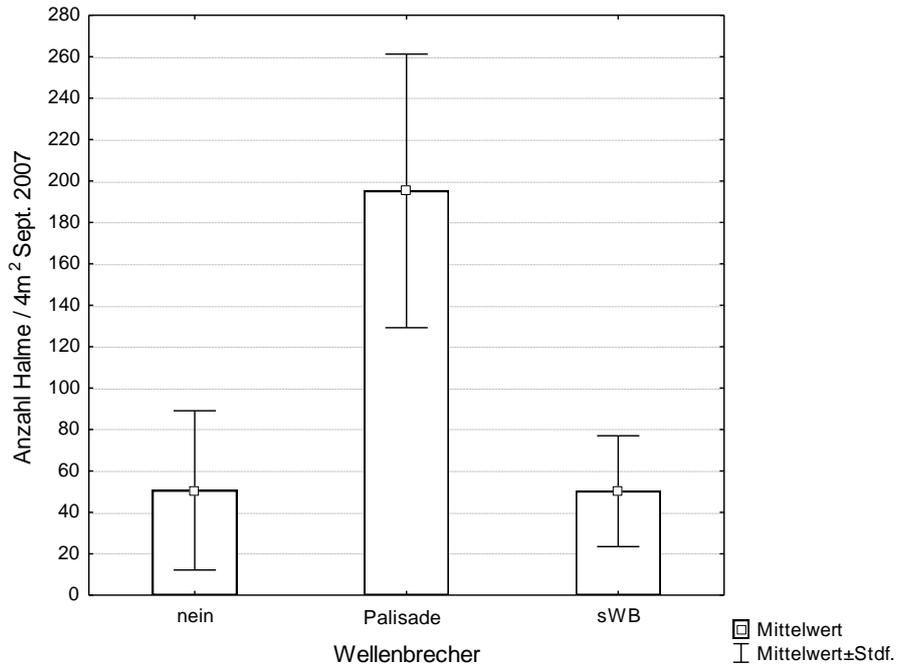


Abb. 32: Anzahl der Halme von auf vier m² großen Flächen angepflanzten Schilfindividuen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Wellenbrechers (sWB = schwimmender Wellenbrecher) im September 2007.

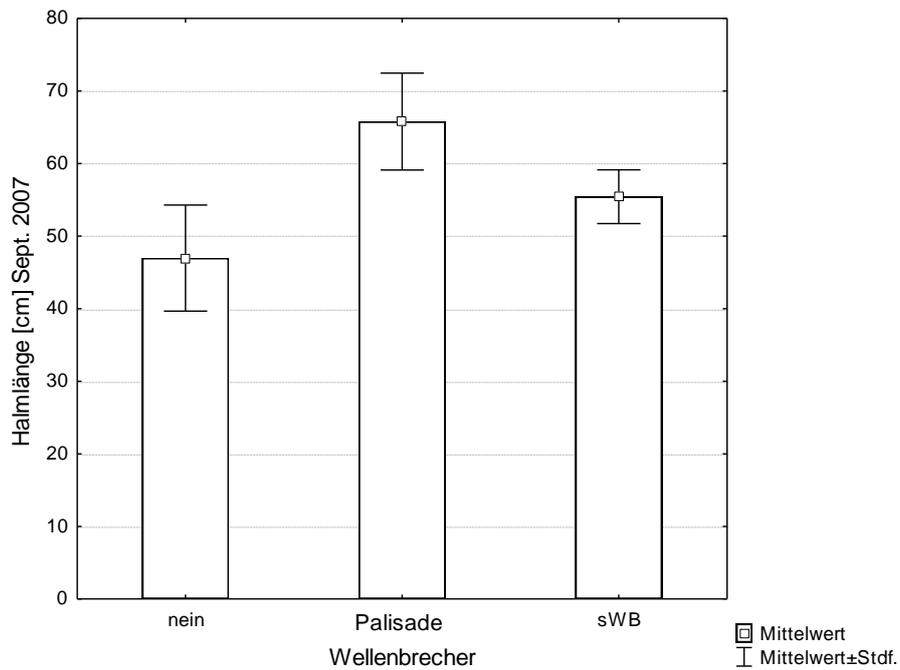


Abb. 33: Halmlänge [cm] von auf vier m² großen Flächen angepflanzten Schilfindividuen in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines Wellenbrechers (sWB = schwimmender Wellenbrecher) im September 2007.

5.4 Erfassung der Vitalität von Schilfröhrichten

Am Kleinen Plöner See waren an der Mehrzahl der untersuchten aquatischen Röhrichtbestände eine Zone mit geringen Halmdichten und eine Zone mit hohen Halmdichten ausgebildet. Am Großen Eutiner See waren nur ausnahmsweise Zonen unterschiedlicher Halmdichte ausgeprägt. Die Durchschnittswerte für die Halmzahl pro m², und die Anzahl rispenträger Halme sind für den gesamten Bestand berechnet worden, während die Halmlängen und Halmdurchmesser bei zonierten Beständen für den dichten Teil des Bestandes angegeben wurden (Tab. 9).

Tab. 9: Mittlere Halmdichte, Anzahl rispenträger Halme, Halmlängen und Halmdurchmesser von *Phragmites australis* von jeweils acht wachsenden (KPS), stabilen und abnehmenden Schilfbeständen (KPS, GES). KPS = Kleiner Plöner See, GES = Großer Eutiner See.

Parameter	Kleiner Plöner See	Großer Eutiner See	
Wachsend	Zonierte Bestände	4	
	Halmdichte pro m ²	92	
	Blühende Halme pro m ²	29	
	Halmlänge in cm	208	
	Halmdurchmesser in mm	5,1	
Stabil	Zonierte Bestände	6	2
	Halmdichte pro m ²	91	141
	Blühende Halme pro m ²	30	39
	Halmlänge in cm	189	179
	Halmdurchmesser in mm	5,0	4,1
Abnehmend	Zonierte Bestände	7	1
	Halmdichte pro m ²	68	103
	Blühende Halme pro m ²	32	46
	Halmlänge in cm	198	196
	Halmdurchmesser in mm	5,2	4,2

Die Mittelwerte der unterschiedlich vitalen Schilfbestände unterschieden sich in der durchschnittlichen Halmlänge, dem Durchmesser und in der Anzahl der rispenträger Halme pro m² nur geringfügig. Auch die Ausbildung einer Zonierung ist nicht charakteristisch für zurückgehende Bestände, sondern vielmehr seespezifisch unterschiedlich ausgeprägt. Allein die mittlere Halmdichte lässt Unterschiede zwischen zurück gehenden und stabilen Schilfbeständen erkennen. In Abb. 34 ist die Streuung der Werte aller acht Bestände der beiden Seen und Vitalitätsstufen dargestellt. Dabei ist ersichtlich, dass bei stabilen und zurückgehenden Beständen die Unterschiede der Halmdichten zwischen den Seen so groß sind, dass sich keine übertragbaren Kennzahlen finden lassen, die es ermöglichen eine Zu-

oder Abnahme von Beständen durch eine einmalige Erhebung anhand des Parameters Halmdichte festzustellen.

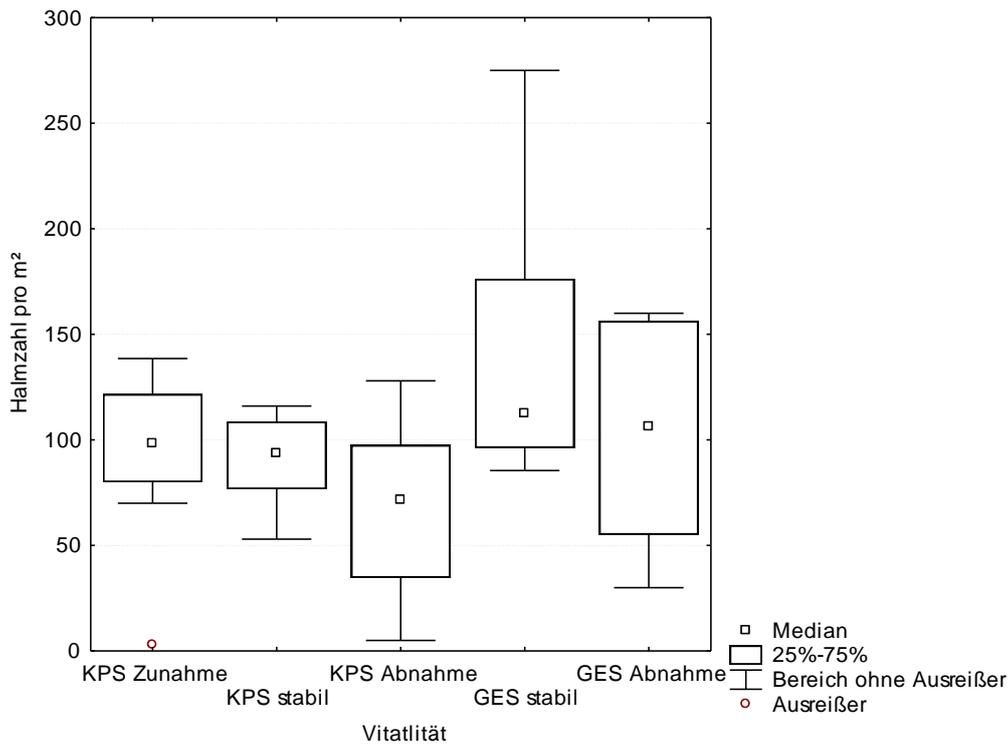


Abb. 34: Vergleich der Halmzahlen/m² von *Phragmites australis* von je acht Beständen unterschiedlicher Vitalität am Großen Eutiner See (GES) und am Kleinen Plöner See (KPS).

Grundsätzlich gelten dichte Schilfbestände als stabil, während lockere Schilfbestände als im Rückgang befindlich bewertet werden. Der Begriff „lockere Schilfbestände“ beschreibt nach Ostendorp (1988, 1990, 1993) zurückweichende oder sich in Auflösung befindliche Schilfröhrichte, die durch eine erhebliche Verminderung der Halmdichte mit Lücken- oder Schneisenbildung gekennzeichnet sind. Die seewärtige Ausbreitungsgrenze der lockeren Schilfbestände ist meist auch die vorderste Bestandsgrenze des gesamten Schilfbestandes..

Nach Ostendorp (1988, 1993) und analog zu Grosser et al. (1997) sind zurückweichende oder in Auflösung begriffene „lockere Schilfbestände“ neben dem nach Ergebnissen der Projektarbeit nur bedingt aussagekräftigen Parameter Halmdichte an folgenden charakteristischen Kennzeichen zu erkennen:

- uferparallele, röhrichtfreie Streifen am Spülsaum (durch extreme Hochwässer oder Sturmereignisse bzw. Treibholzansammlungen),
- ufersenkrechte Schneisen (durch Stege, Bootsverkehr, Badebetrieb oder Reusen),
- Auflösung der Bestände durch flächenhafte Verringerung der Halmdichte,
- landwärtige Einwanderung von Ersatzgesellschaften wie z.B. *Typha angustifolia* in die Reinbestände von *Phragmites australis*,

5.5 Einfluss von Wasserstandsschwankungen auf die Vitalität der Schilfröhrichte

5.5.1 Bestandsstruktur der Schilfröhrichte an Gewässern mit unterschiedlicher Wasserstandsführung

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Vitalität von Schilfbeständen an Seen mit hohen bzw. geringen Wasserstandsschwankungen (Moniac 2010) zeigten signifikante Unterschiede bezüglich verschiedener morphometrischer Parameter von *Phragmites australis*. So traten an Gewässern mit größeren Wasserstandsschwankungen in den Wasserstiefen 40 und 80 cm mehr rispenträgende Halme pro m² auf als an Gewässern mit geringen Wasserstandsschwankungen (Abb. 35). Insgesamt zeigten sich signifikante Einflüsse der Faktoren Tiefe und Wasserstandsschwankungen ebenso wie eine signifikante Interaktion der genannten Faktoren (Tiefe: F = 31,3, p = <0,001; Wasser: F = 5,8, p = <0,05; Tiefe*Wasser F = 3,2, p = <0,05).

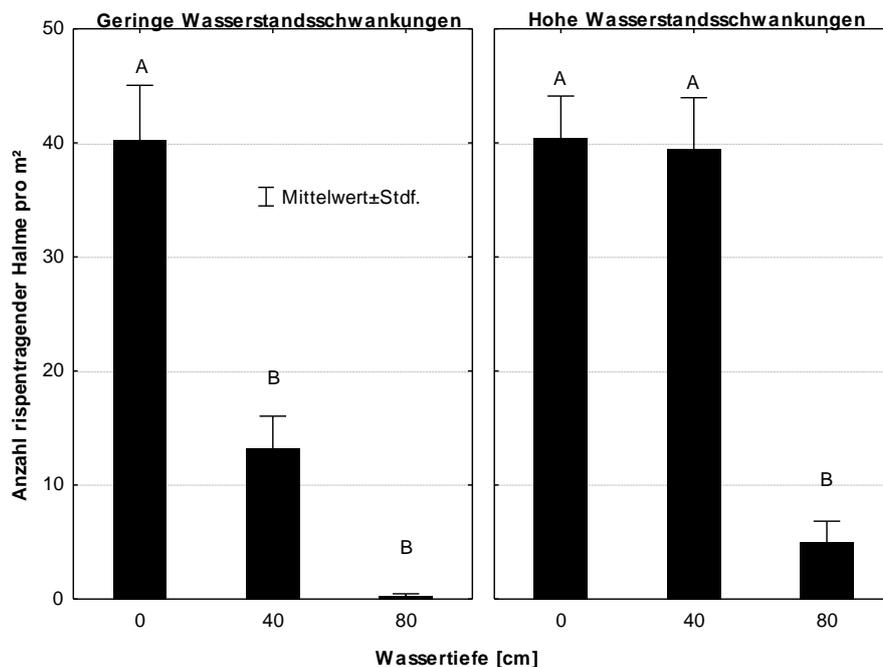


Abb. 35: Anzahl rispenträger Halme/m² von *Phragmites australis* gruppiert nach Wassertiefe [cm]. Links Seen mit hohen Wasserstandsschwankungen, rechts Seen mit geringen Wasserstandsschwankungen. Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert.

Auch die Wuchshöhe der Schilfhalme variiert in Abhängigkeit von der besiedelten Wassertiefe und dem hydrologischen Regime (Abb. 36). Generell nimmt die Wuchshöhe mit zunehmender Wassertiefe ab, wobei sowohl die Wassertiefe (F = 36,4; p = <0,001) als auch die Wasserstandsschwankung (F = 12,6; p = <0,001) einen signifikanten Einfluss auf die Wuchshöhe hat und eine Interaktion zwischen Wassertiefe und Wasserstandsschwankungen besteht (F = 1,1; p = 0,34). Signifikante Unterschiede treten vor allem zwischen der

Wuchshöhe von Beständen in mittlerer Wassertiefe (40 cm) in Abhängigkeit vom Auftreten geringer oder hoher Wasserstandsschwankungen auf.

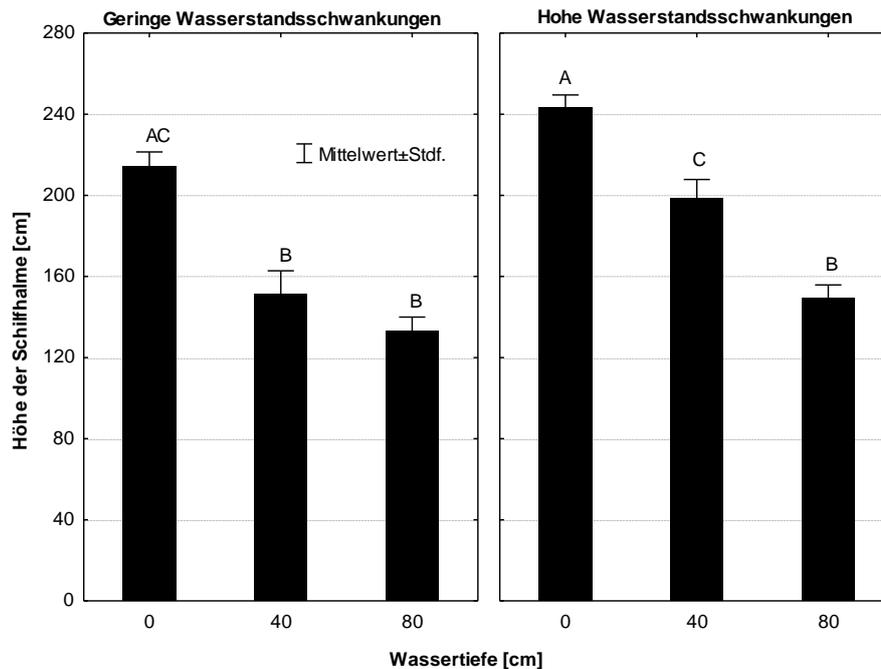


Abb. 36: Wuchshöhe der Halme von *Phragmites australis* gruppiert nach Wassertiefe [cm]. Links Seen mit hohen Wasserstandsschwankungen, rechts Seen mit geringen Wasserstandsschwankungen. Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test) zwischen den hydrologischen Regimen innerhalb der Stufen sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert.

Grundsätzlich lässt sich bezüglich aller erhobenen Vitalitätsparameter feststellen, dass höhere und häufigere Wasserstandsschwankungen im Jahresverlauf einen positiven Einfluss auf die Vitalität der Schilfröhrichte haben. Sowohl die Werte für die Bestandsbreite und die maximal besiedelte Wassertiefe (in Abhängigkeit von der Ufermorphologie) als auch für die Halmhöhe, die Länge der Infloreszenz sowie die oben dargestellten Parameter liegen an Gewässern mit stärkeren Schwankungsamplituden des Wasserstandes höher als an Gewässern mit geringen Schwankungsamplituden (o. Abb.). Dabei entwickeln sich die Schilfröhrichte in ufernahen Bereichen (Wassertiefe 0 cm) und in geringer Wassertiefe (40 cm) bei Auftreten stärkerer Wasserstandsschwankungen besonders gut. In einer Wassertiefe von 80 cm treten hingegen zum Teil nur geringe Unterschiede in der Ausprägung der Schilfbestände in Abhängigkeit vom hydrologischen Regime auf.

5.5.2 Effekte des zeitlichen Verlaufs von Wasserstandsschwankungen auf die Vitalität des Schilfs

Die Auswertung der Daten des Experiments zu den Effekten des zeitlichen Verlaufs von Wasserstandsschwankungen auf die Vitalität von *Phragmites australis* unter kontrollierten

Bedingungen in Wasserbecken zeigt, dass der Zeitpunkt des Auftretens von Niedrigwasserphasen entscheidenden Einfluss auf die Vitalität der Schilfpflanzen hat. Wie in Abb. 37 dargestellt, wurde in Becken, deren Wasserstand in der ersten Versuchshälfte niedrig gehalten und erst im Spätsommer um 20 bzw. 40 cm angehoben wurde (Varianten „20 früh“ und „40 früh“), meist mehr unterirdische Biomasse gebildet als in Becken ohne bzw. mit späten Niedrigwasserphasen. Dabei haben sowohl der Faktor Wassertiefe (Stufe, $F = 251,8$, $p = <0,001$) als auch der Faktor Hydrologie ($F = 6,0$, $p = <0,001$) einen hochsignifikanten Einfluss auf die Menge der unterirdischen Biomasse. Zudem zeigen sich signifikante Interaktionen zwischen den beiden Faktoren ($F = 2,2$, $p = <0,5$). Der Zeitpunkt des Auftretens von Niedrigwasserständen wirkt sich also auf die Produktion unterirdischer Biomasse überwiegend flach überstauter Schilfpflanzen anders aus als auf die Produktivität in größeren Wassertiefen stehender Pflanzen.

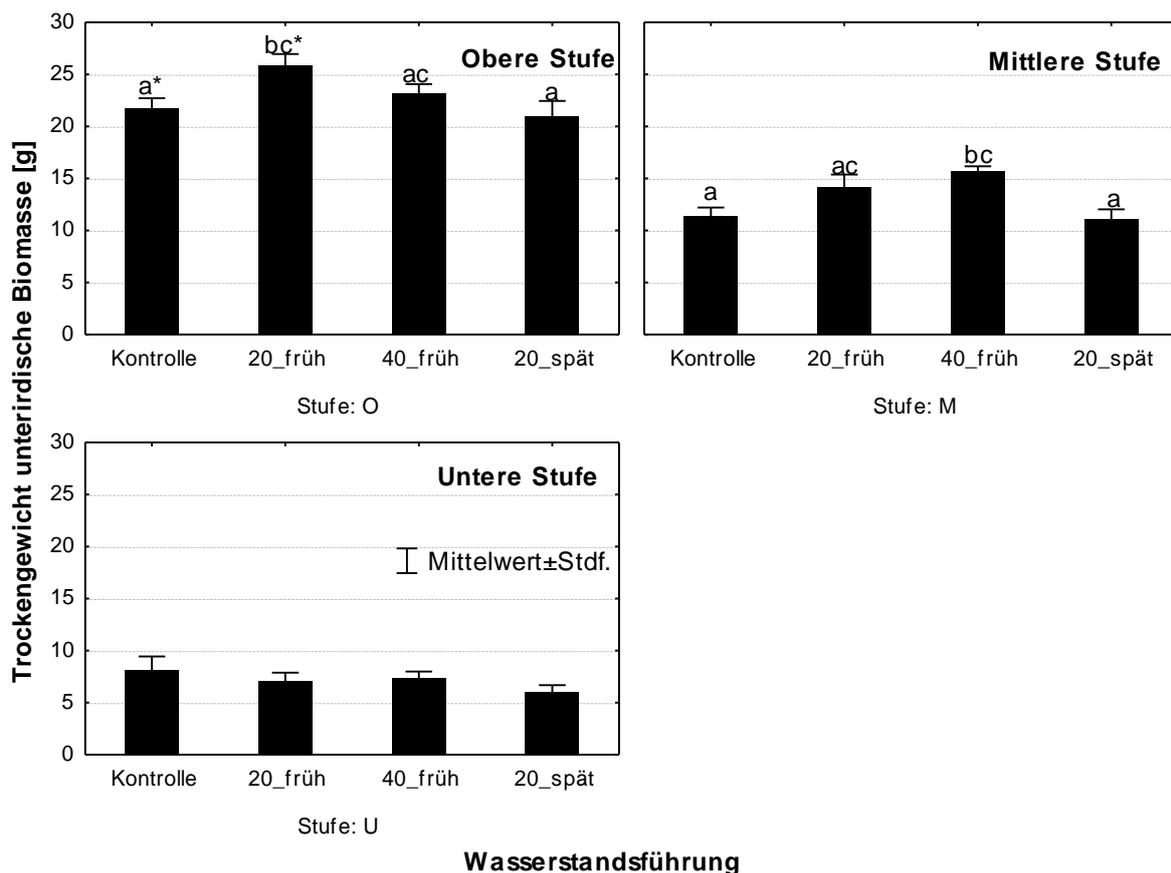


Abb. 37: Trockengewicht [g] der unterirdischen Biomasse von *Phragmites australis*, gruppiert nach Hydrologie, kategorisiert nach Lage der Standorte relativ zur Wasseroberfläche (Stufen).

Schilfpflanzen in sehr geringen Wassertiefen (obere Stufe) bildeten bei einer frühen Niedrigwasserphase mit späterem moderaten Wasserstandsanstieg (20 früh) signifikant mehr unterirdische Biomasse aus als Pflanzen, die einer frühen Hochwasserphase mit anschließenden Absenken des Wasserstandes um 20 cm ausgesetzt waren (20 spät). Auch

in mittleren Wassertiefen wurde von Schilfpflanzen in der Variante 20 früh tendenziell mehr unterirdische Biomasse produziert als in der Variante 20 spät.

Individuen, die in mittlerer Wassertiefe nach einer fröhsommerlichen Niedrigwasserphase einer anschließenden höheren Überstauung ausgesetzt wurden (40 cm, Variante 40 früh), entwickelten signifikant mehr unterirdische Biomasse als Schilfpflanzen der Kontrolle und der Variante 20 spät. In der größten im Experiment berücksichtigten Wassertiefe (unterste Stufe) traten keine Unterschiede in der Biomasseproduktion zwischen den Varianten auf. Die Ergebnisse einer Kovarianzanalyse zeigen (o. Abb.), dass die Menge der gebildeten unterirdischen Biomasse signifikant von der Menge der Initialbiomasse beeinflusst wird, wobei die Menge unterirdischer Biomasse im Versuchszeitraum bei Schilfpflanzen in der größten Wassertiefe tendenziell abgenommen hat.

Vergleichbare Muster in der Entwicklung der Schilf-Individuen, allerdings mit teilweise weniger ausgeprägten Unterschieden, lassen sich auch für die anderen erfassten Vitalitätsparameter (Menge oberirdischer Biomasse, Menge der Biomasse der Rhizome und Menge der Gesamtbiomasse) feststellen. Gleiches gilt für die im Verlauf des Experimentes erhobenen Halmparameter. Lediglich der Zuwachs in der Halmhöhe liegt in größeren Wassertiefen deutlich über dem Zuwachs der Halme in der geringsten Wassertiefe

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Phasen niedriger Wasserstände im Fröhsommer positive Effekte auf die Vitalität der Schilfpflanzen haben. Insbesondere in mittleren Wassertiefen führen fröhsommerliche Absenkungen des Wasserstandes zu einer signifikant höheren Biomasseproduktion als in geringen bzw. größeren Wassertiefen.

5.6 Effekte der Mahd auf die Vitalität des Schilfs

5.6.1 Aquatische Röhrichte in der Holsteinischen Schweiz

Hinsichtlich der Deckung von *Phragmites australis* wurden zwischen den Nutzungsvarianten „gemäht“ und „ungemäht“ keine Unterschiede festgestellt: Die mittlere Deckung liegt bei etwa 80%. Auch die Gesamt-Halmdichte von *Phragmites australis* unterscheidet sich zwischen den Varianten nicht. Sowohl in den gemähten als auch in den ungemähten Beständen wurde eine mittlere Halmdichte von 100 Halmen pro m² ermittelt (Abb. 38).

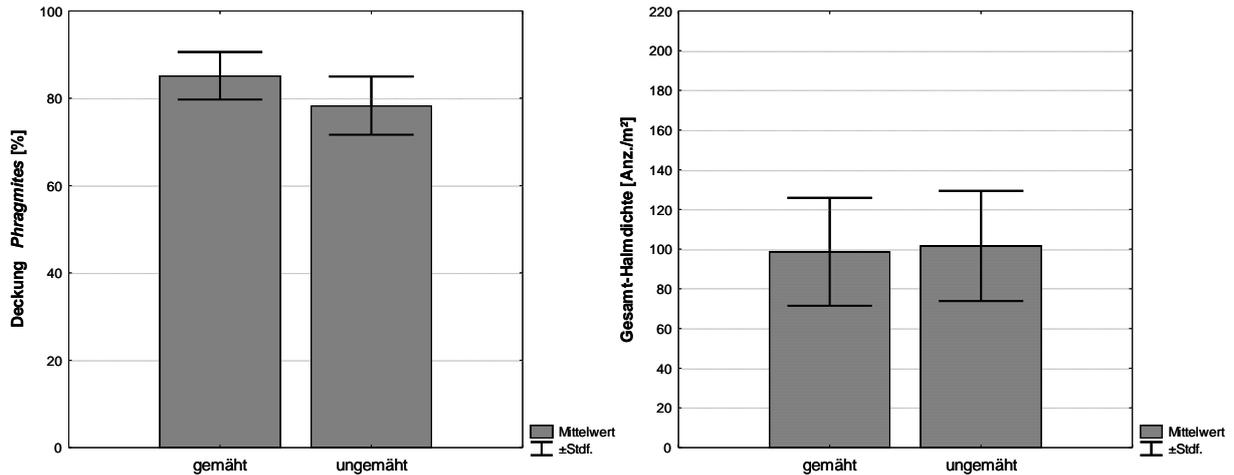


Abb. 38: Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Deckung von *Phragmites australis* und auf die ermittelte Gesamt-Halmdichte in aquatischen Röhrichtbeständen der Holsteinischen Schweiz. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler.

Der Anteil der Halme, die von Insekten befallen sind, unterschied sich nicht wesentlich zwischen den Nutzungsvarianten. Zwar wurde mit 4% ein geringerer Mittelwert für die gemähten Bestände festgestellt. Da in den ungemähten Beständen die Streuung um den Mittelwert jedoch vergleichsweise groß ist (und der Stichprobenumfang gering), sind die gefundenen Unterschiede nicht signifikant. Der Anteil der Halme, der zum Aufnahmezeitpunkt im September Rispen gebildet hatte, unterscheidet sich nicht zwischen den Nutzungsvarianten. Sowohl in den gemähten als auch in den ungemähten Beständen bildeten im Mittel etwa 60% der Halme Rispen aus (o. Abb.).

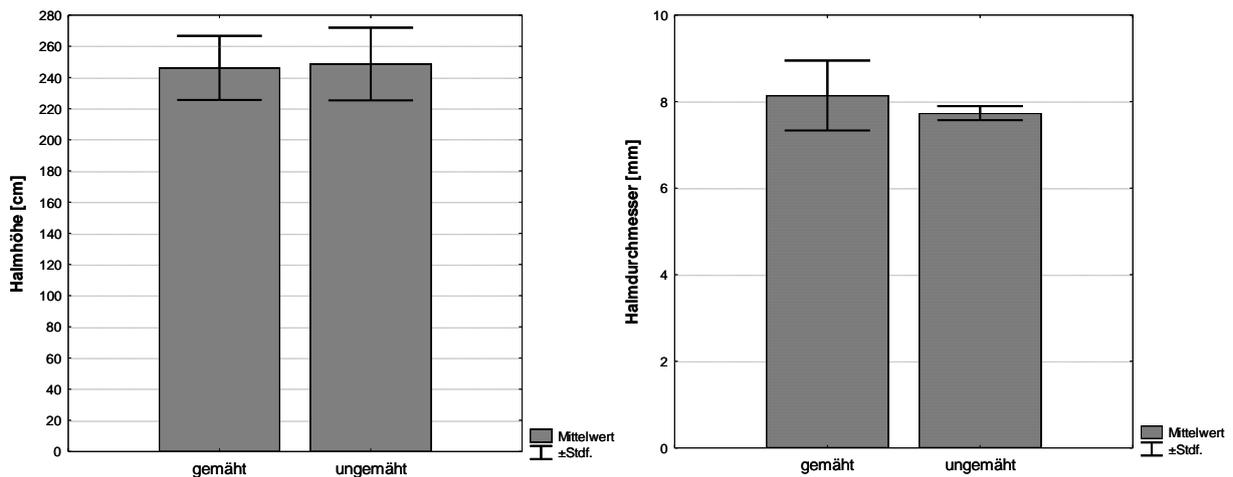


Abb. 39: Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Halmhöhe sowie den Halmdurchmesser von *Phragmites australis* in aquatischen Röhrichtbeständen der Holsteinischen Schweiz. Gemessen wurden jeweils 10 Halme auf drei bis fünf je 1m² großen Teilflächen der gemähten und der ungemähten Röhrichte. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler für gemähte und ungemähte Bestände.

In Abbildung 39 sind mit der Halmhöhe und dem Halmdurchmesser Ergebnisse der morphometrischen Untersuchungen an *Phragmites australis* dargestellt. Auch hinsichtlich dieser Parameter kann anhand der vorliegenden Ergebnisse kein Effekt der Wintermahd festgestellt werden. Die mittlere Halmhöhe lag in beiden Nutzungsvarianten bei 2,4 m und der mittlere Halmdurchmesser jeweils bei etwa 8 mm.

5.6.2 Terrestrische Röhrichte in Schleswig-Holstein

Die mittlere Deckung von *Phragmites australis* beträgt in den gemähten terrestrischen Röhrichtbeständen knapp 80%, während die Art in den ungemähten Röhrichten im Mittel nur etwa 60% Deckung erreicht. Aufgrund der großen Streuung sind diese Unterschiede allerdings statistisch nicht signifikant ($t = 1,24$; $p > 0,05$). Die Gesamt-Halmdichte ist in den gemähten Beständen mit etwa 160 Halmen pro m^2 deutlich höher als in den ungemähten Flächen (100 Halme pro m^2), aber auch diese Unterschiede erweisen sich als nicht signifikant ($t = 2,37$; $p > 0,05$; Abb. 40).

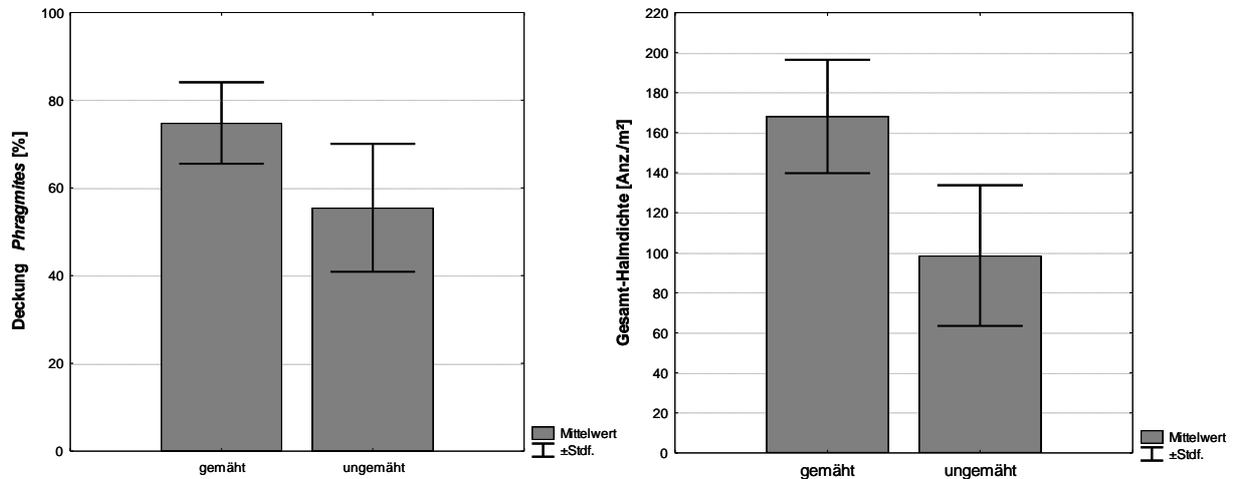


Abb. 40: Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Deckung von *Phragmites australis* und auf die ermittelte Gesamt-Halmdichte in semiterrestrischen Röhrichtbeständen in Schleswig-Holstein. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler.

Der Anteil der Halme, die von Insekten befallen sind, ist sowohl auf den gemähten als auch auf den ungemähten untersuchten Röhrichtflächen mit weniger als 2% gering. Unterschiede zwischen den Nutzungsvarianten bestehen bezüglich dieses Parameters nicht. Allerdings ist der Befall an Insekten in den untersuchten semiterrestrischen Röhrichten deutlich geringer als in den aquatischen Röhrichten (o. Abb.). Der mittlere Anteil rispentragender Halme ist nach den vorliegenden Ergebnissen auf den ungemähten Flächen mit etwa 40% signifikant niedriger als auf den gemähten Flächen, auf denen mehr als 80% der Halme Rispen tragen ($t = 8,71$; $p < 0,05$; o. Abb.)

Hinsichtlich der morphometrischen Parameter Halmhöhe und Halmdurchmesser kann anhand der vorliegenden Ergebnisse kein Einfluss der Wintermahd festgestellt werden (Abb.

41). Die mittlere Halmhöhe lag in beiden Nutzungsvarianten bei etwa 2 m und der mittlere Halmdurchmesser jeweils bei etwas weniger als 6 mm. Auffällig ist hier jedoch, dass sowohl die Halmhöhe als auch der Halmdurchmesser in den terrestrischen Röhrichten geringer ist als in den untersuchten aquatischen Beständen (vgl. Abb. 39).

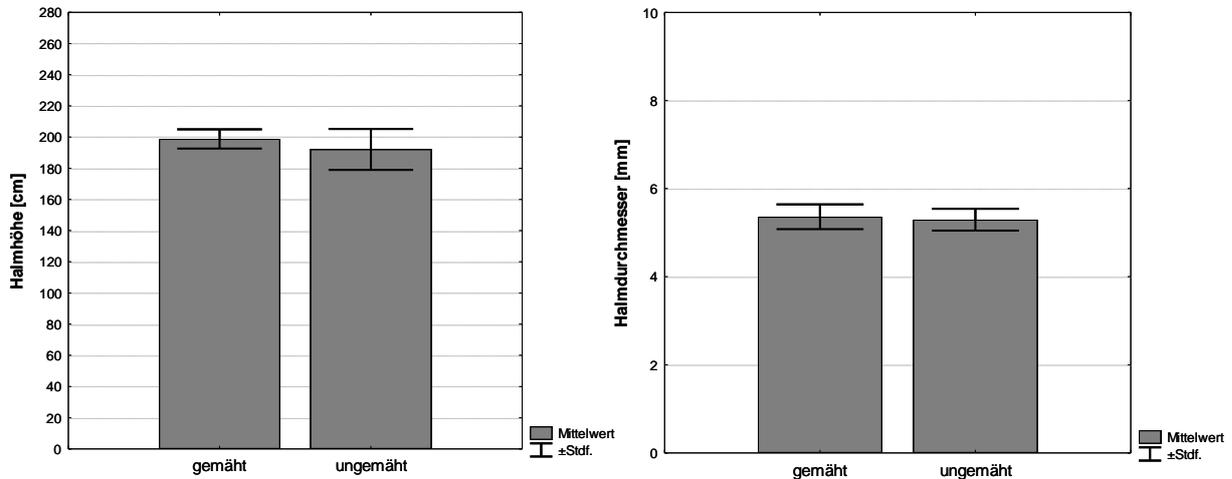


Abb. 41: Einfluss der Röhrichtmahd im Winter auf die Halmhöhe sowie den Halmdurchmesser von *Phragmites australis* in terrestrischen Röhrichtbeständen in Schleswig-Holstein. Gemessen wurden jeweils 10 Halme auf drei bis fünf je 1m² großen Teilflächen der gemähten und der ungemähten Röhrichte. Angegeben sind jeweils Mittelwert und Standardfehler für gemähte und ungemähte Bestände.

Die im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen erzielten Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass eine Röhrichtmahd im Winter keinen positiven Effekt auf die Bestandesstruktur und auf morphometrische Charakteristika der Schilfhalme hat. Dies gilt uneingeschränkt für die aquatischen Röhrichte, für die hinsichtlich keiner der sechs ausgewerteten Parameter Unterschiede zwischen gemähten und ungemähten Beständen nachgewiesen werden konnten. Dies stimmt auch mit Ergebnissen anderer Untersuchungen überein (Ostendorp 1995b). Insbesondere für aquatische Röhrichtbestände wird eine winterliche Mahd als kritisch angesehen, da positive Effekte bisher nicht sicher nachgewiesen werden konnten und darüber hinaus die Gefahr besteht, dass durch eine verschlechterte Durchlüftung der Rhizome negative Effekte auf Stoffwechselprozesse und letztlich auf Biomasseproduktion entstehen (Rolletschek et al. 2000).

Dass in der vorliegenden Untersuchung keine Erhöhung der Gesamt-Halmdichte auf den gemähten Flächen festgestellt werden konnte und dass auch keine Unterschiede im Halmdurchmesser zwischen gemähten und ungemähten Flächen bestehen, könnte daran liegen, dass die Mahd auf den Versuchsflächen erst seit vergleichsweise kurzer Zeit oder aber in unregelmäßiger Frequenz durchgeführt wird. Bei keinem der gemähten aquatischen Röhrichte handelt es sich um kommerziell genutzte Bestände. Die Mahd wird von Seeanliegern oder ortsansässigen Vereinen durchgeführt, um die Röhrichtbestände zu „pflegen“. Nach den hier vorliegenden Ergebnissen hat diese Maßnahme keine positiven Effekte auf die Röhrichte und es kann nicht empfohlen werden, eine winterliche

Röhrichtmahd an weiteren aquatischen Röhrichtbeständen der Holsteinischen Schweiz durchzuführen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen an terrestrischen Röhrichten sind etwas differenzierter zu beurteilen: Hier wurde sowohl eine größere Deckung des Schilfs, eine höhere Halmdichte und auch ein signifikant höherer Anteil von rispenträgenden Halmen in den gemähten Beständen festgestellt. In den terrestrischen Standorten scheint sich eine Röhrichtmahd positiv auszuwirken, da zum einen durch die Mahd der Konkurrenzdruck durch andere Arten verringert wird und zum anderen offensichtlich der abiotische Stress durch ständige Überflutung für *Phragmites* hier nicht zum Tragen kommt. Insbesondere führt eine regelmäßige winterliche Mahd dazu, dass die natürlicherweise auftretende Gehölzentwicklung an entsprechenden Standorten unterbleibt.

Aus diesem Grund kann eine winterliche Mahd als Maßnahme zur Offenhaltung semiterrestrischer Röhrichtstandorte empfohlen werden. Diese könnte durchaus auch an weiteren Standorten im unmittelbaren Uferbereich der Seen der Holsteinischen Schweiz sinnvoll sein, da es hier im Laufe der letzten Jahrzehnte zu einer starken Gehölzentwicklung an den Ufern gekommen ist, die die (noch) verbliebenen Röhrichte beschatten und in ihrer Vitalität negativ beeinflussen (vgl. Kap. 5.3). Durch diese Entwicklung haben viele der heute an den Seen der Holsteinischen Schweiz vorhandenen aquatischen Röhrichte keine direkte Verbindung mehr zu semiterrestrischen Röhrichten des Ufers. Diese Konnektivität ist aber, wie in Kap. 3.1 dargestellt, für interne Stoffumlagerungen in Röhrichtbeständen von großer Bedeutung. Weiterhin können tiefere Seebereiche durch das Schilf auf vegetativem Wege (durch Leghalmbildung sowie durch Rhizomwachstum) besiedelt werden. Aus diesem Grund ist die Rolle der semiterrestrischen Röhrichte an den Seeufern für die ihnen vorgelagerten aquatischen Röhrichte nicht zu unterschätzen.

5.7 Ergebnisse der GIS-basierten Ursachenanalyse

5.7.1 Flachwasserbereiche am Großen Plöner See

Die Ausdehnung der Flachwasserbereiche im großen Plöner See bis zu einer Wassertiefe von 2 m beträgt rund 402,2 ha (Abb. 42). Davon entfallen auf die Tiefenzone zwischen 0 und 0,8 m 173,5 ha (43,1 %), während die Tiefenzone zwischen 0,8 und 1 m eine Ausdehnung von 50,1 ha (12,4 %) aufweist. Zwischen 1 und 1,5 m liegt eine Tiefenzone mit 105,3 ha (26,2 %) Fläche. Die letzte durch die Messungen erfasste Tiefenzone zwischen 1,5 und 2 m weist eine Größe von 73,4 ha (18,3 %) auf.

Räumlich betrachtet spiegelt sich in der Verteilung der Flachwasserbereiche die morphologische Vielfalt des Seebeckens wieder. So konzentrieren sich die ausgedehnten Flachwasserbereiche um den Inselbereich NSG Störland / NSG Inseln im Großen Plöner See, den Bereich Rohrdommelbucht / Prinzeninsel und den Bischofsee bei Bosau. Die Wassertiefe zwischen dem NSG Störland und der Insel Triebts erreicht nicht mehr als 2 m, was auch für den Bereich zwischen den Inseln Ziegenwarder und Langes Warder gilt. Gemeinsam mit der Halbinsel Prinzeninsel und deren angrenzenden Flachwasserbereichen zeichnet sich hier die Schwelle im Seegrund ab, die das Ascheberger Becken vom Plöner Becken trennt. Generell liegen die großflächigen Flachwasserzonen im Bereich der Inseln, wie sich auch am Beispiel Bischofswarder / Bosau belegen lässt. Die Ufer zum Festland hin

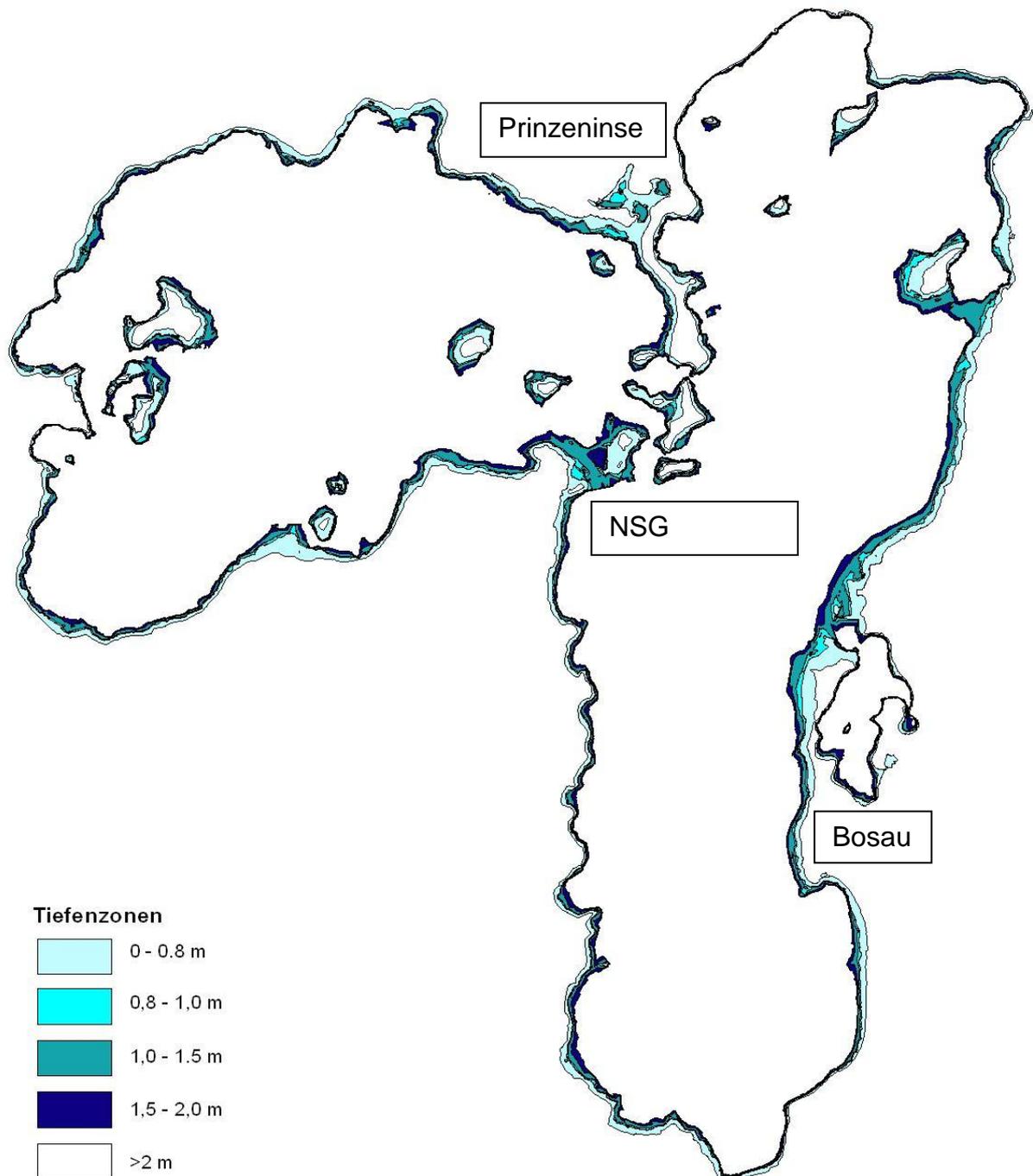


Abb. 42: Räumliche Verteilung und Ausdehnung der Flachwasserbereiche bis 2 m Wassertiefe am Großen Plöner See

sind hingegen durch deutlich schmalere Flachwasserbereiche gekennzeichnet. Während das Ostufer des Plöner Beckens einen ausgedehnten Flachwasserbereich aufweist, ist am Westufer des Beckens ein eher steiler Übergang in eine Tiefe > 2 m festzustellen. Lediglich am Zufluss der Tensfelder Au und in kleineren Buchten sind hier größere Flachwasserbereiche ausgebildet. Die Plöner Stadtbucht, die das Becken im Norden begrenzt, weist wie Stadtbek im Süden des Beckens ebenfalls steile Ufer auf. Im Ascheberger Becken, das insgesamt einen häufigen Wechsel von relativ großflächigen und schmalen Flachwasserzonen aufweist, finden sich die Flachwasserbereiche mit der geringsten Ausdehnung besonders im Bereich Ascheberg und im Bereich Dersau-Paßop. Großräumigere Flachwasserbereiche treten hier im Bereich Sepel und Koppelsberg sowie in einem kurzen Uferabschnitt bei Ascheberg auf.

5.7.2 Ergebnisse der multivariaten Auswertung

Zeitraum 1953-1991

Aus Tab. 10 wird ersichtlich, dass für den Zeitraum 1953-1991 in allen berechneten Modellen der Faktor See einen signifikanten Einfluss auf das Ausmaß des Röhrichtrückgangs hat. Dies bedeutet, dass sich der Röhrichtrückgang an den Uferabschnitten signifikant zwischen den untersuchten Seen unterscheidet. Die Faktoren Beschattung, Exposition, Nutzung sowie Wellenbelastung haben nach den vorliegenden Ergebnissen für diesen Zeitraum jeweils einzeln keinen signifikanten Einfluss auf das Ausmaß des Röhrichtrückgangs an den Uferabschnitten. Allerdings zeigen signifikante Interaktionsterme der Faktoren Beschattung und See sowie Nutzung und See, dass diese beiden Einflussfaktoren in unterschiedlichem Ausmaß an den sechs untersuchten Seen wirken. So sind für den Faktor Nutzung besonders ausgeprägte Röhrichtrückgänge bei Grünlandnutzung im Uferbereich des Dieksees und des Trammer Sees aufgetreten (Abb. 43) und für den Großen Eutiner und den Großen Plöner See zeigt sich ein zunehmender Röhrichtrückgang mit zunehmender Beschattung (Abb. 44). Auch die Ufermorphologie hat einen signifikanten Einfluss auf den Röhrichtrückgang: Für den Dieksee, den Großen Eutiner See und den Großen Plöner See nimmt der Röhrichtrückgang mit zunehmender Ausdehnung der Flachwasserbereiche (Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer) ab (Ergebnis nicht dargestellt).

Tab. 10: Ergebnisse der multivariaten Analysen potenzieller Einflussfaktoren auf den Röhrichtrückgang an den sechs untersuchten Seen der Holsteinischen Schweiz. Mögliche Unterschiede zwischen den Uferabschnitten der Seen wurden in Kombination mit der Uferstruktur (Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie; stetiger Prädiktor), der Beschattungssituation (unbeschattet, leicht, mittel, stark beschattet), der Exposition (nord, nordwest, west, südwest, süd, südost, ost, nordost), der Nutzungskategorie („Verlandung“, Grünland, Siedlung, „Gehölz“) sowie der berechneten maximalen Wellenhöhe (in cm; stetiger Prädiktor) und dem erfassten Fraß durch Graugänse (in %; stetiger Prädiktor) ausgewertet. Angegeben sind F und p Werte (n.s. = nicht signifikant, *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$; für die drei differenzierten Untersuchungszeiträume. N.e.: nicht erfasst; n.b.: nicht berechnet).

Faktor	Differenz im Anteil besiedelbarer Fläche						Modell	Modell-Nr.
	1953-1991		1991-2004		1953-2004			
	F	p	F	p	F	p		
See	2,3	*	7,6	***	7,4	***	Kovarianzanalyse	1
Beschattung	0,4	n.s.	2,7	*	2,2	n.s.		
Abstand 1,5 m Tiefenlinie	23,5	***	13,0	***	37,6	***		
Beschattung x See	3,3	***	2,9	***	2,9	***		
See	5,3	***	11,1	***	13,5	***	GLM	2
Exposition	1,0	n.s.	0,5	n.s.	1,2	n.s.		
See x Exposition	1,0	n.s.	1,6	*	1,4	n.s.		
See	5,0	***	4,7	***	4,0	***	GLM	3
Nutzung	1,8	n.s.	2,0	n.s.	0,0	n.s.		
See x Nutzung	3,4	***	2,8	***	3,5	***		
See	8,8	***	6,1	***			Kovarianzanalyse	4
Wellen	0,5	n.s.	7,4	**	n.b.			
See			12,1	***			Kovarianzanalyse	5
Fraß		n.e.	7,4	**	n.e.			

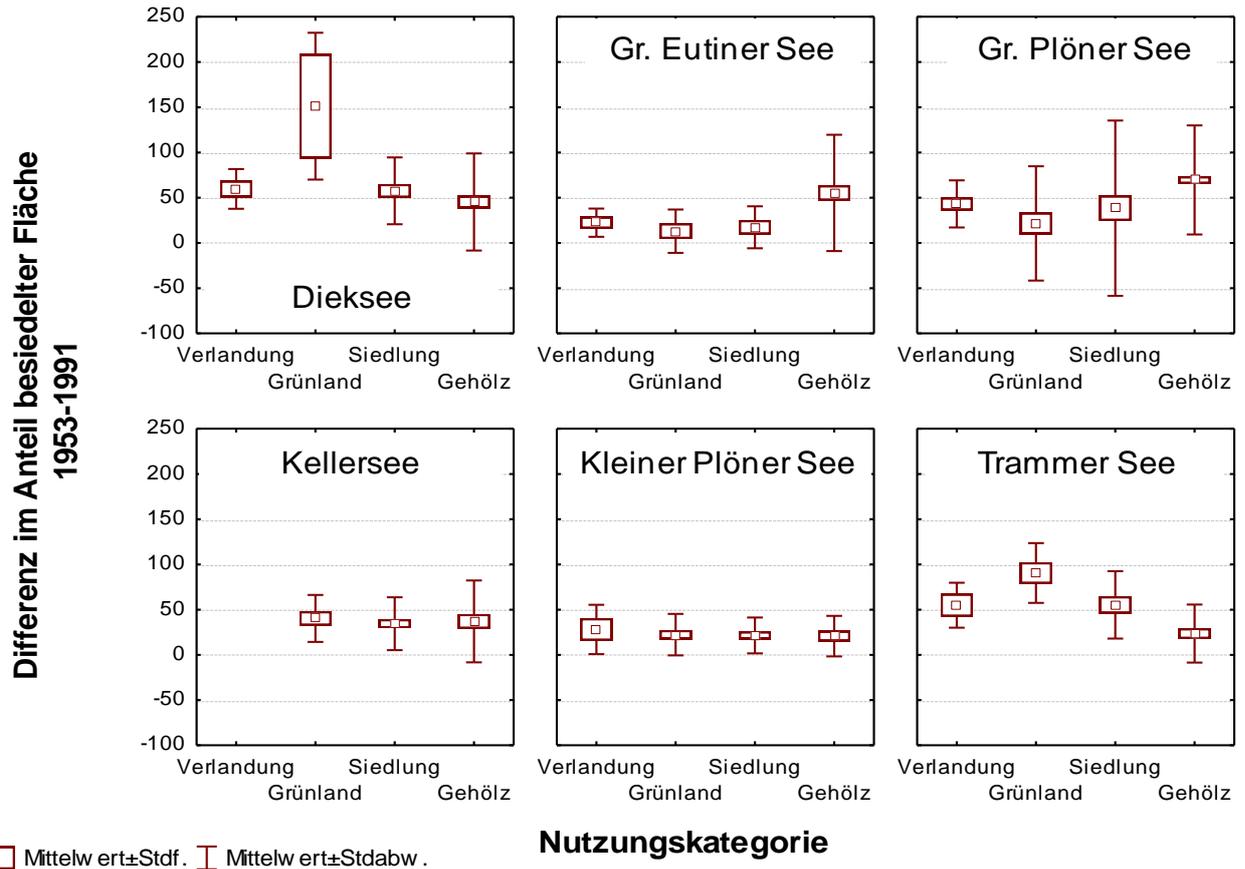


Abb. 43: Einfluss der Nutzungskategorie auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-1991 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.

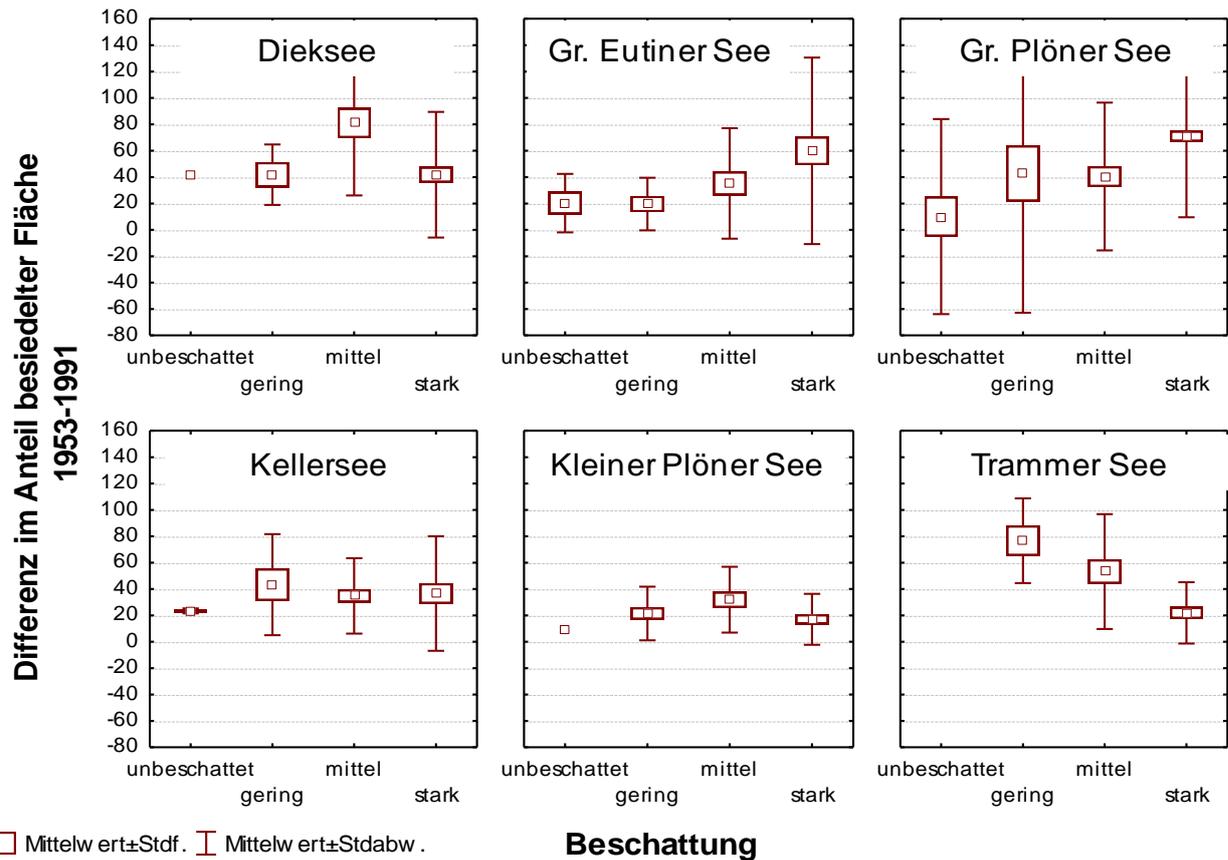


Abb. 44: Einfluss der Beschattung auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-1991 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.

Zeitraum 1991-2004

Auch für den Zeitraum 1991-2004 ergeben sich für den Röhrichtrückgang in allen multivariaten Auswertungsmodellen signifikante Unterschiede zwischen den sechs untersuchten Seen (Tab. 10). Die Faktoren Exposition und Nutzung haben nach den vorliegenden Ergebnissen für diesen Zeitraum jeweils einzeln keinen signifikanten Einfluss auf das Ausmaß des Röhrichtrückgangs an den Uferabschnitten. Allerdings zeigen signifikante Interaktionsterme der Faktoren Exposition und See sowie Nutzung und See, dass diese beiden Einflussfaktoren in unterschiedlichem Ausmaß an den sechs untersuchten Seen wirken. So sind am Dieksee besonders ausgeprägte Röhrichtrückgänge an süd- und südwestexponierten Ufern, am Großen Eutiner See hingegen an ost- und nordostexponierten Ufern aufgetreten (Abb. 45). Unterschiede hinsichtlich des Röhrichtrückgangs in Abhängigkeit von den unterschiedenen Nutzungskategorien werden in Abb. 46 deutlich: Während für den Dieksee, Kellersee und Kleinen Plöner See kaum Unterschiede im Röhrichtrückgang in Abhängigkeit von der Nutzungskategorie zu erkennen sind, wurden für die anderen drei Untersuchungsgewässer jeweils Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien festgestellt. Der Faktor Beschattung wirkt sich insgesamt signifikant auf

den Röhrichtrückgang aus. Negative Auswirkungen zunehmender Beschattung zeigen sich aber nicht an allen Gewässern gleichermaßen: Besonders deutliche Zusammenhänge sind für diesen Untersuchungszeitraum für den Großen Eutiner See und für den Trammer See zu verzeichnen (Abb. 47). Hinsichtlich der untersuchten stetigen Prädiktoren wurden der Abstand der 1,5 m Tiefenlinie, die Wellenbelastung und auch der Fraß durch Graugänse als signifikante Einflussfaktoren des Röhrichtrückgangs identifiziert. Beispielhaft sei hier für den Fraß der Graugänse und die Wellenhöhe gezeigt, dass auch diese Faktoren nicht in allen untersuchten Seen gleichmäßig wirksam sind (Abb. 48). Nur für den Großen Eutiner See und für den Trammer See besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Ausmaß des Fraßes durch Graugänse und dem beobachteten Röhrichtrückgang im Zeitraum 1991-2004, während für den Kleinen Plöner See ein solcher Zusammenhang nicht vorhanden ist. Für den Dieksee und den Großen Plöner See wurde weiterhin ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der berechneten maximalen Wellenhöhe und dem Ausmaß des Röhrichtrückgangs gefunden (Abb. 49).

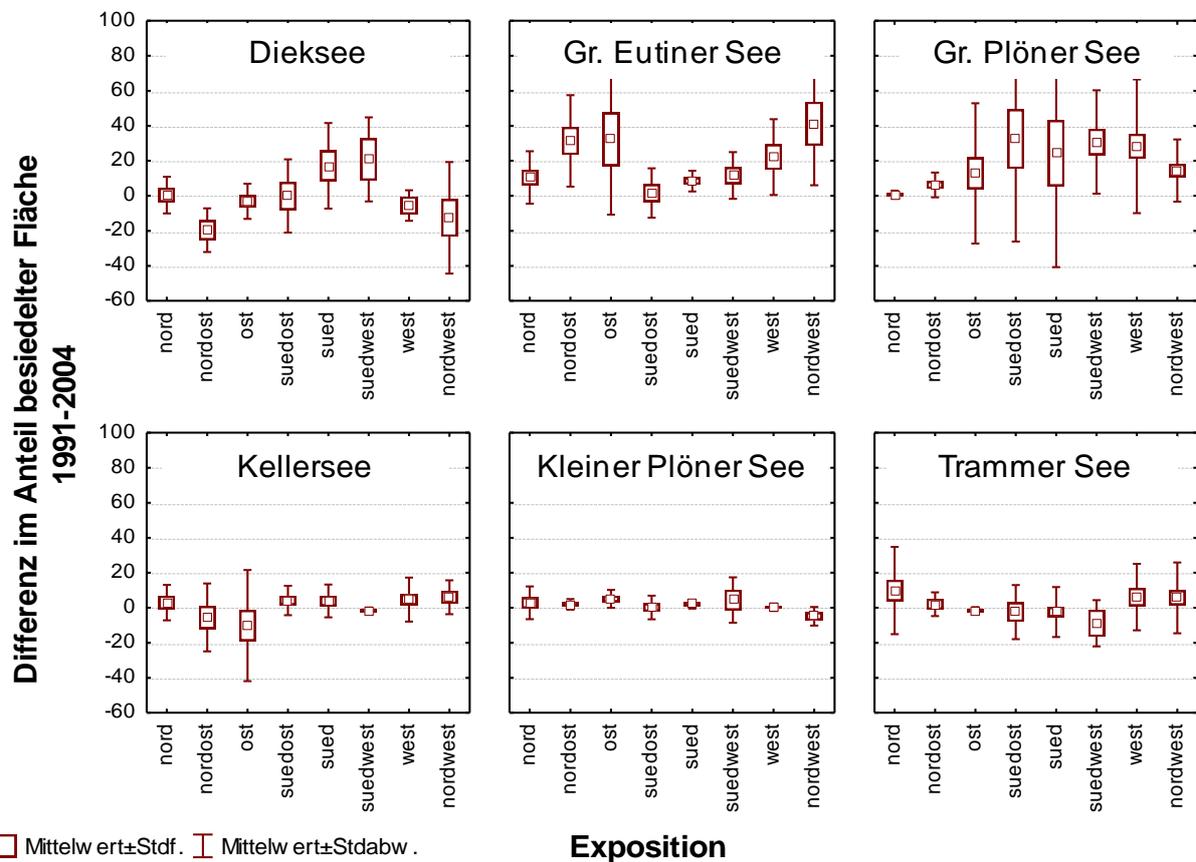


Abb. 45: Einfluss der Exposition auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung.

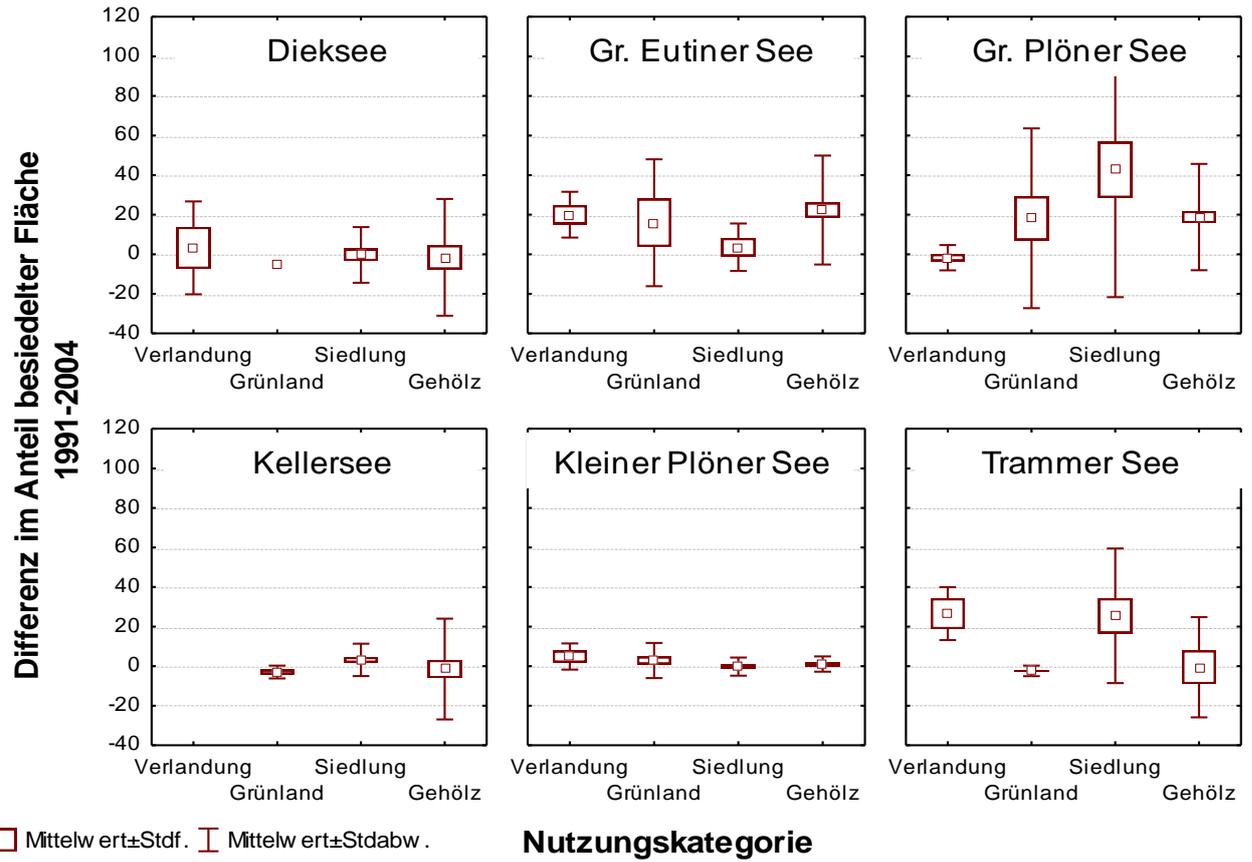


Abb. 46: Einfluss der Nutzungskategorie auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung

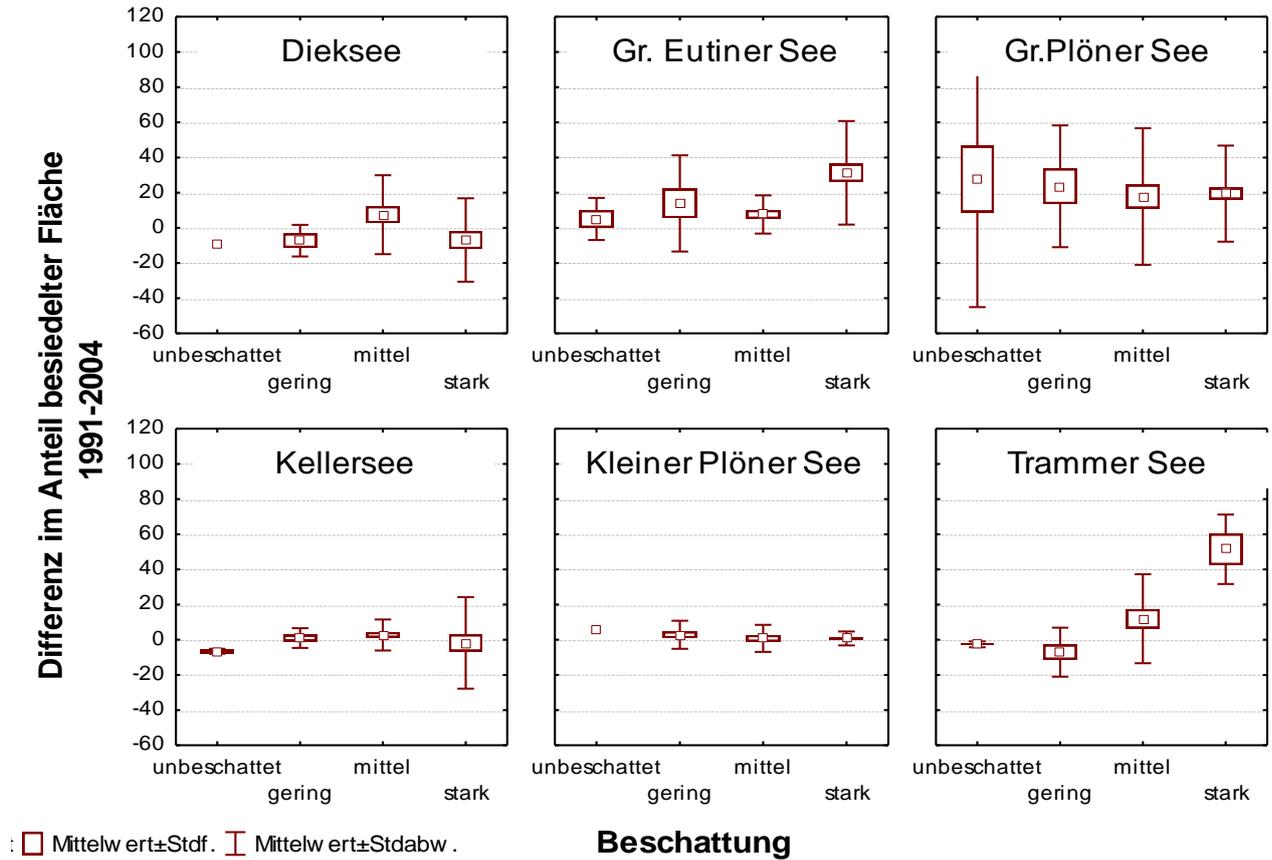


Abb. 47: Einfluss der Beschattung auf die Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung

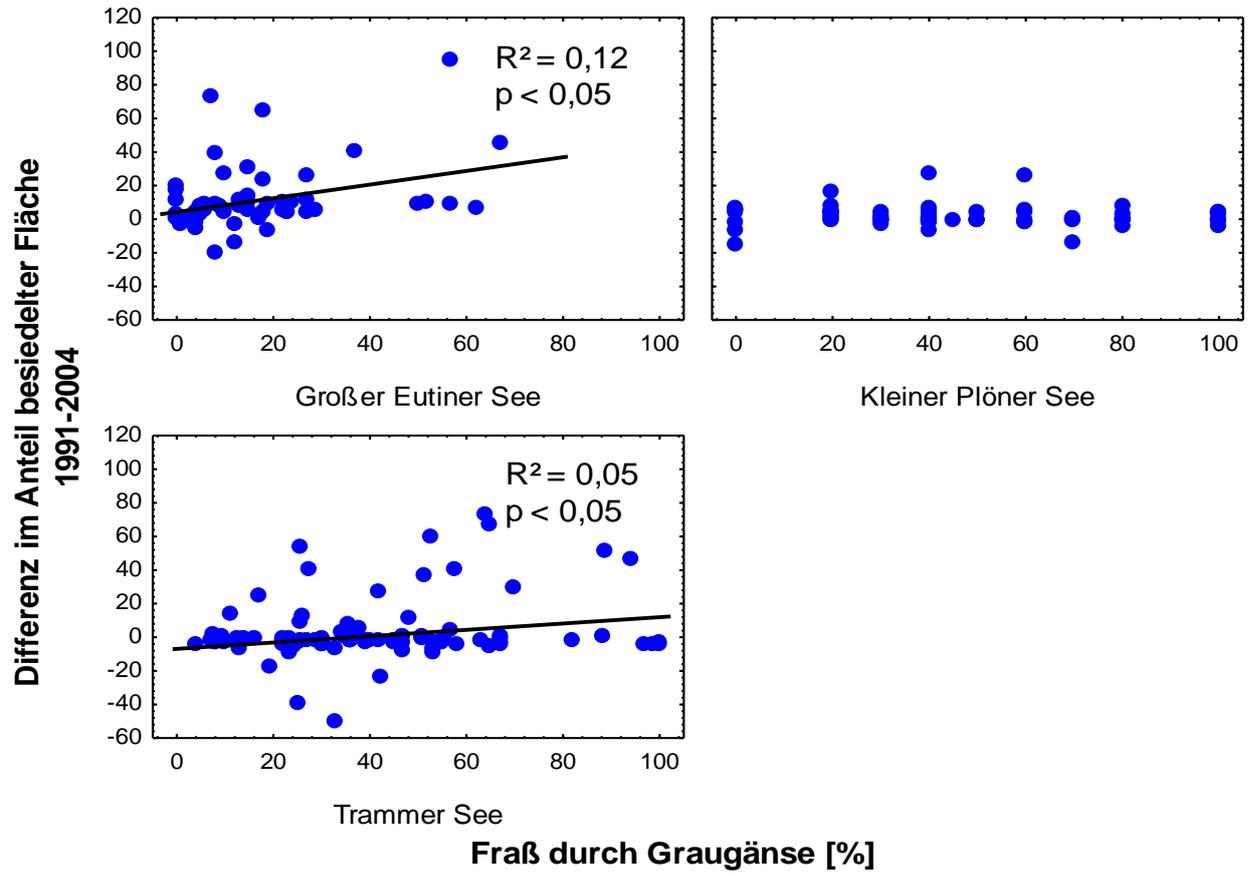


Abb. 48: Zusammenhang zwischen Intensität des Fraßes durch Graugänse und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt

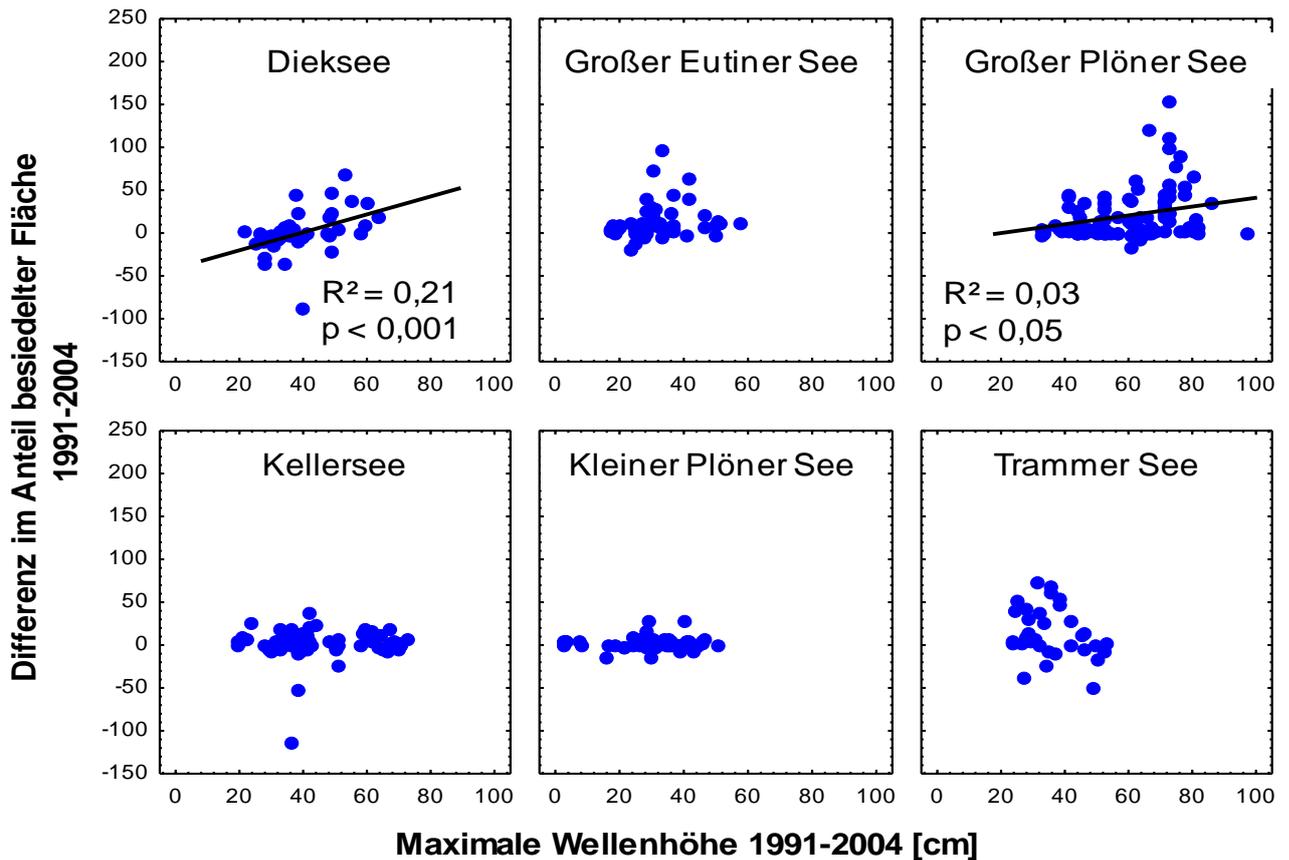


Abb. 49: Zusammenhang zwischen der berechneten maximalen Wellenhöhe und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1991-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt.

Zeitraum 1953-2004

Für den Zeitraum 1953-2004 ergibt sich ein ähnliches Bild wie für die zuvor dargestellten Zeiträume. Auch hier ergeben sich für den Röhrichtrückgang in allen multivariaten Auswertungsmodellen signifikante Unterschiede hinsichtlich des Röhrichtrückgangs zwischen den sechs untersuchten Seen (Tab. 10). Beispielhaft sei hier der Zusammenhang zwischen der Uferstruktur (Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer) und dem Röhrichtrückgang dargestellt (Abb. 50): Für den Dieksee, den Großen Eutiner See und den Großen Plöner See wurde ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Entfernung der 1,5 m Tiefenlinie und dem beobachteten Röhrichtrückgang ermittelt: Besonders ausgeprägt war der Rückgang der Röhrichte somit an diesen Seen an steilen Uferabschnitten.

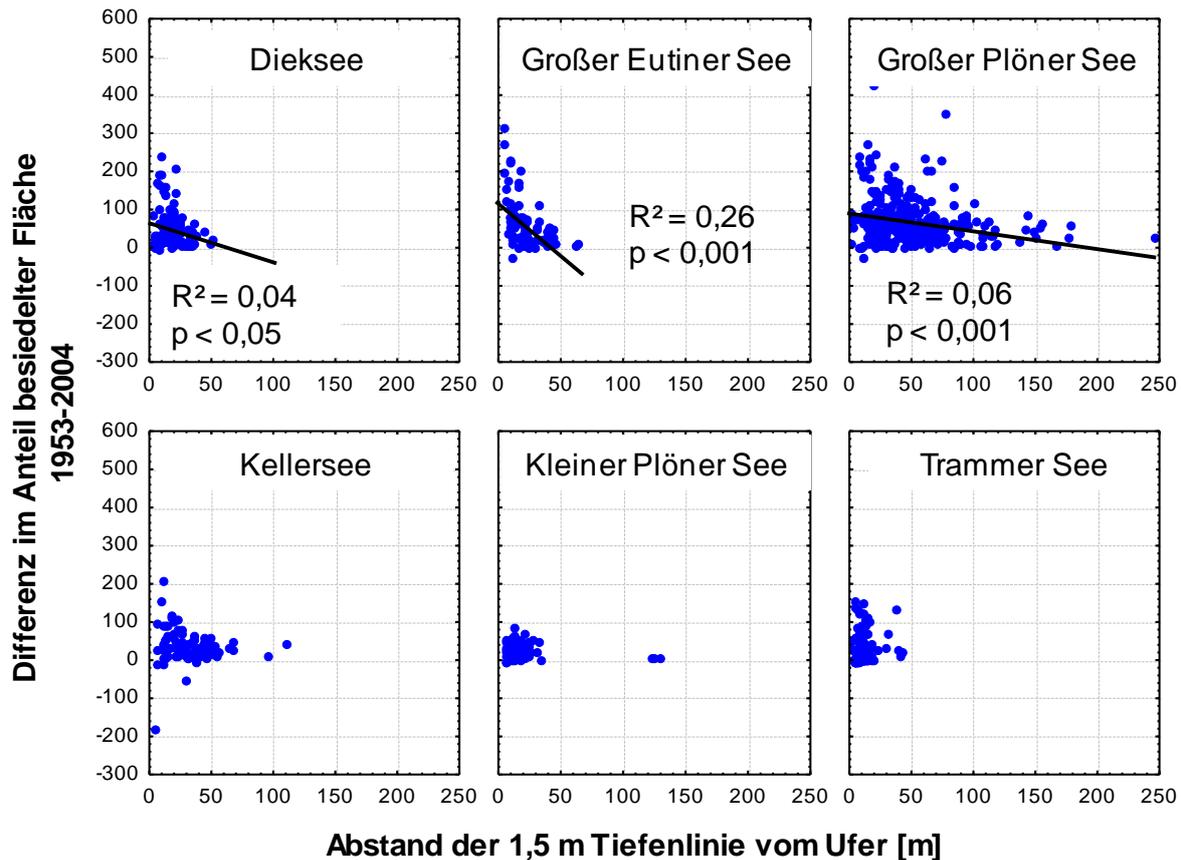


Abb. 50: Zusammenhang zwischen dem Abstand der 1,5 m Tiefenlinie vom Ufer und der Differenz im Anteil der durch aquatische Röhrichte besiedelten Fläche an der potenziell besiedelbaren Fläche bis 1,5 m Wassertiefe für den Zeitraum 1953-2004 pro Uferabschnitt. Für signifikante Regressionen ($p < 0,05$) ist die lineare Anpassung als Linie dargestellt.

5.8 Umsetzung und Monitoring von Maßnahmen zu Schutz und Entwicklung von Schilfröhrichten

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

5.8.1 Schutz vor Fraß durch Wasservögel: Effekte dauerhafter Zäunungen

Eine großflächige Einzäunung stark durch Wasservögel verbissener aquatischer Schilfbestände erfolgte über insgesamt ca. 500 m Uferlinie in Waade nahe Bosau im Südosten des Großen Plöner Sees (Abb. 51). Der Schilfbestand wurde mit einem Maschendraht großräumig umzäunt, so dass ein Vorwachsen des Bestandes innerhalb der Zäunung möglich ist.



Abb. 51 : Einzäunung bei Bosau-Waade, Großer Plöner See

Eine systematische Erhebung zur Entwicklung des Schilfs unter dem Einfluss einer Zäunung erfolgte seit 2008 nur an dauerhaft eingerichteten Experimentalflächen anhand der Erfassung verschiedener (Vitalitäts-) Parameter. Die Auswertung der Daten zeigt einen deutlichen positiven Effekt der Zäunung auf die Bestandesbreite (vom Ufer bis in das offene Wasser) der Schilfröhrichte. Schilfbestände, die in 2006 mit einem dauerhaften Zaun versehen wurden, wichen im Mittel landwärtig lediglich einen Meter von der Erfassungslinie ab (Abb. 52).

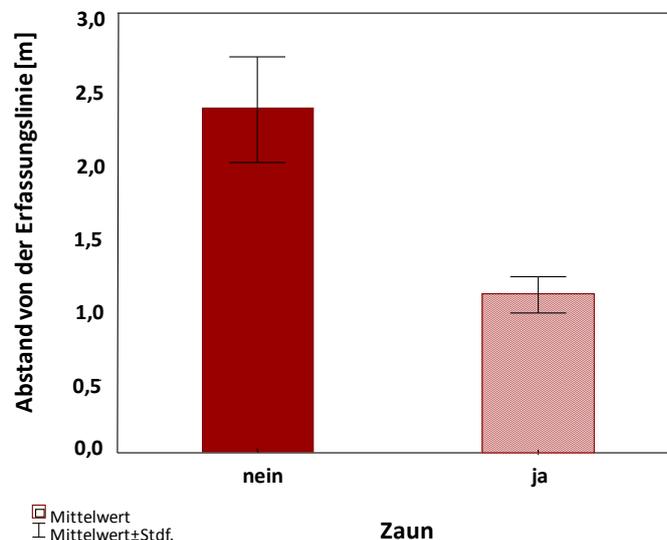


Abb. 52: Abstand der Schilfbestände von der Erfassungslinie in Abhängigkeit vom Vorhandensein einer Zäunung an Untersuchungsflächen am Großen und Kleinen Plöner See sowie am Trammer See, am Großen Eutiner See, am Kellersee und am Dieksee. Die Erfassungslinie wurde in Orientierung an der wasserseitigen Ausbreitungsgrenze dichter Schilfröhrichte festgelegt. In der Mehrzahl der Fälle entspricht die Erfassungslinie der maximalen Ausdehnung der Einzäunung. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler.

Die maximale Ausdehnung der Zäune ist meist mit der Erfassungslinie identisch. Benachbarte ungezäunte Schilfröhrichte wurden durch Verbiss geschädigt und wichen im Mittel über 2,5 Meter von der Erfassungslinie gen Ufer ab. Ähnlich positive Effekte der

Zäunung lassen sich bei Betrachtung des Anteils rispenträger Halme feststellen (Abb. 53). In von Zäunen eingefassten Schilfbeständen bildeten im Mittel ca. 55 % der Halme pro Quadratmeter Rispen aus, während dieser Anteil in ungezäunten Beständen bei knapp 20 % lag.

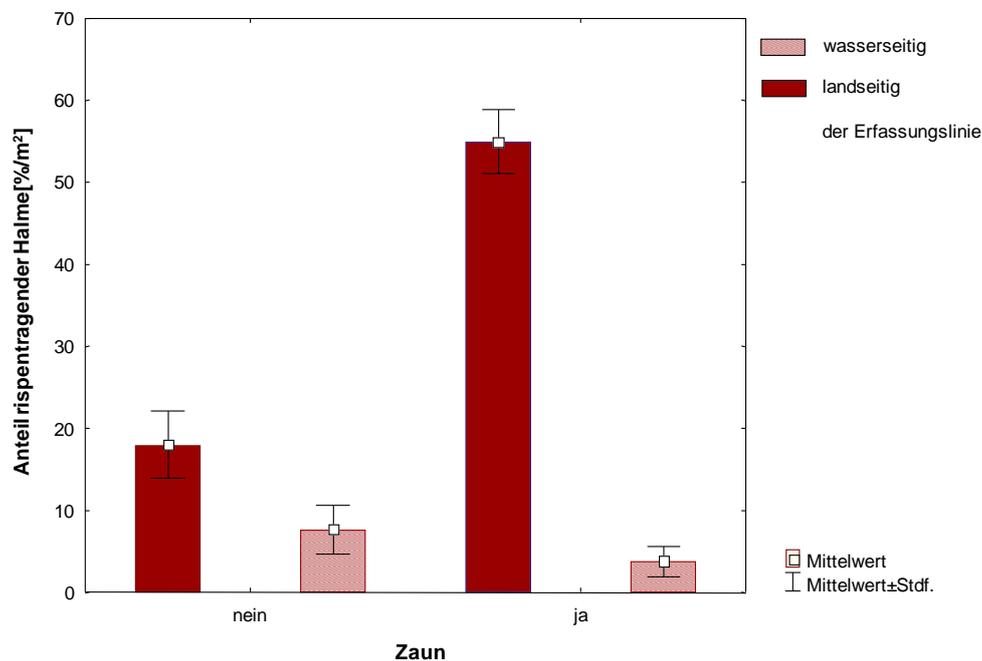


Abb. 53: Anteil der rispenträger Halme [%/m²] land- und wasserseitig der Erfassungslinie in Abhängigkeit vom Vorhandensein einer Zäunung an Untersuchungsflächen am Großen und Kleinen Plöner See sowie am Trammer See, am Großen Eutiner See, am Kellersee und am Dieksee. Angegeben sind Mittelwert und Standardfehler. Die Erfassungslinie wurde in Orientierung an der wasserseitigen Ausbreitungsgrenze dichter Schilfröhrichte festgelegt. In der Mehrzahl der Fälle entspricht die Erfassungslinie der maximalen Ausdehnung der Einzäunung.

5.8.2 Wiederansiedlung von Schilf: Anpflanzungen am Großen Plöner See

Am Großen Plöner See wurden im Jahr 2008 drei großflächige Schilfanpflanzungen angelegt.

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. 54). Nach Rückbau der Spundwand auf ca. 100 m Uferlänge im Winter 2007/2008 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 mit zweijährigen Schilfpflanzen bepflanzt (Abb. 55). 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 blieb ungeschützt.



Abb. 54: Anpflanzungsfläche am Koppelsberg, Großer Plöner See, vor Rückbau der Spundwand (November 2007).



Abb. 55: Anpflanzung im naturnahen Uferbereich und auf Kiesschüttung am Koppelsberg, Großer Plöner See (Juni 2008).

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. 56 - 58). 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 Schilfsetzlinge nach dem in Kap. 4.5.8 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 Anpflanzungen wird seit 2008 durch ein einfaches Monitoring erfasst.



Abb. 56: Gehölzentnahme an der Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See (Juni 2008).



Abb. 57: Anpflanzungsfläche nahe Godau, Großer Plöner See (August 2008).



Abb. 58: Anpflanzungsfläche nahe Fegetasche, Großer Plöner See, während der Pflanzung (August 2008).

5.8.3 Wiederansiedlung von Schilf: Ergebnisse des Monitorings

Schilfanpflanzungen aus autochthonem Saatgut können erfolgreich verlaufen, sofern bestimmte Rahmenbedingungen geschaffen werden. Zur Wiederansiedlung geeignete Uferabschnitte sollten eine flache Ufermorphologie und eine geringe Beschattung aufweisen. Zudem sollten Anpflanzungen durch Zäune vor dem Fraß durch Graugänse geschützt werden. Die Effekte von Zäunungen auf Anpflanzungen wurden im Rahmen des Projektes nicht gesondert untersucht, da davon ausgegangen wurde, dass junge Schilfpflanzen aufgrund sehr geringer Speicherung von Reservestoffen in den kaum ausgeprägten Rhizomen Fraßschäden nicht kompensieren können. Auch Schädigungen der Jungpflanzen

durch mechanische Belastung sollten aus diesem Grund durch den Bau von Wellenbrechern reduziert werden. Dabei erwiesen sich Palisaden als effektiver Schutz.

Ein Vergleich der Entwicklung angepflanzter Schilfbestände hinter unterschiedlichen Wellenbrechervarianten bzw. ohne Wellenbrecher zeigt eine deutlich höhere Deckung (%) der Schilfpflanzen, die durch Palisaden geschützt wurden. Durch eine einfache Wellenbrechervariante (Brett) geschützte Pflanzen entwickelten sich nur geringfügig besser als gar nicht geschützte Anpflanzungen, da hier die Wellenenergie lediglich an der Wasseroberfläche, nicht aber in dem gesamten Wasserkörper reduziert wurde (Abb. 59). Entsprechend kann der Einsatz einfacher Wellenbrechervarianten nur eingeschränkt empfohlen werden, zumal auch der Bau dieser kostengünstigen Wellenbrecher mit Eingriffen in die Uferzone verbunden ist.

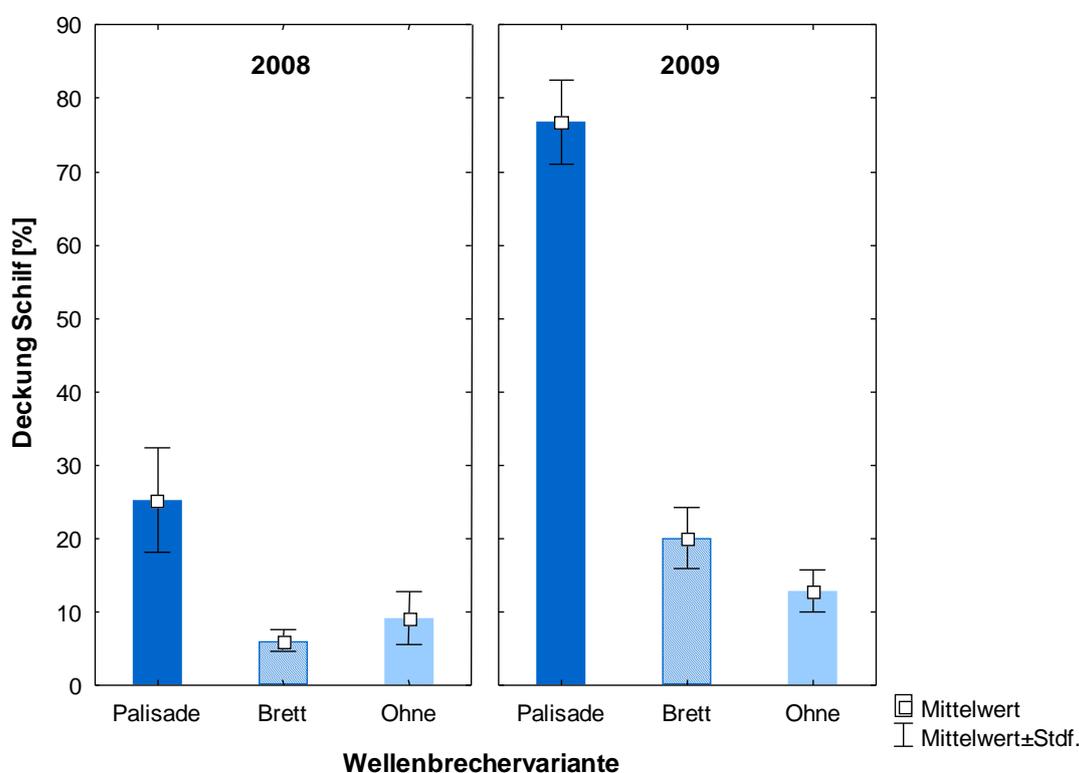


Abb. 59: Einfluss der Wellenbrechervariante auf die Deckung [%] angepflanzter Schilfbestände im September des ersten (2008) und des zweiten (2009) Jahres nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

Die im Jahr 2008 ausgebrachten, durch Palisaden geschützten Schilfpflanzen entwickelten sich auf den drei Anpflanzungsflächen unterschiedlich gut (Abb. 60). So erreichten die Anpflanzungen auf dem Uferabschnitt nahe Godau im Jahr 2009 bereits eine Deckung von über 70 %. Die Anpflanzungen am Koppelsberg kamen im gleichen Jahr hingegen auf eine Deckung von nahezu 40%, während die Schilfpflanzen an der Fegetasche lediglich eine Deckung von gut 20 % erreichten. Diese Unterschiede in der Deckung des Schilfs in

Abhängigkeit vom Standort traten bereits 2008 auf und wurden im darauffolgenden Jahr nicht ausgeglichen.

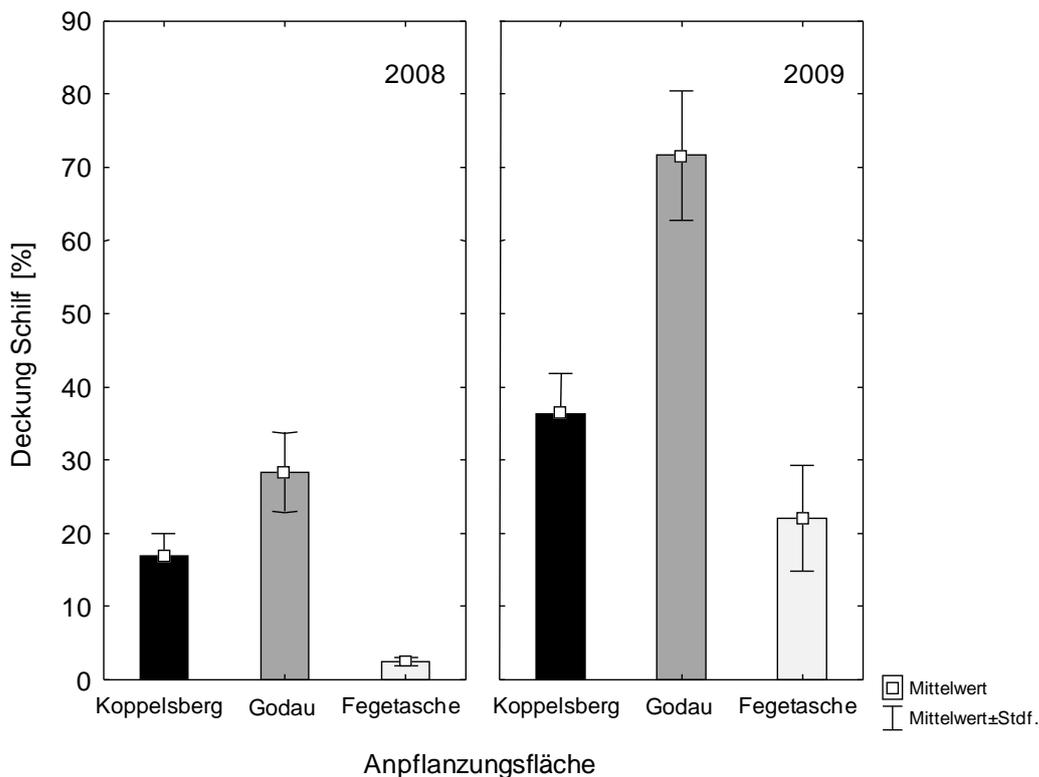


Abb. 60: Entwicklung der Deckung [%] angepflanzter Schilfbestände im September an unterschiedlichen Standorten im ersten (2008) und zweiten (2009) Jahr nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

Die Annahme, die unterschiedliche Entwicklung des Pflanzenmaterials könne auf differierende Substrateigenschaften an den jeweiligen Uferabschnitten zurückgeführt werden, ließ sich auf Grundlage der Monitoring-Daten nicht eindeutig bestätigen. So wiesen angepflanzte Bestände auf Mudde die höchste Deckung auf (ca. 60 %, Daten ohne Abb.). Dieser Sedimenttyp trat jedoch nur auf Teilflächen am Koppelsberg auf. Anpflanzungen auf sandigen Substraten mit Kies- und / oder Mudde verliefen besonders in Godau erfolgreich, während an der Fegetasche ausschließlich sandig-kiesige Sedimente vorkommen, ohne dass dies zu einem überdurchschnittlichen Ansiedlungserfolg führte. Eine Besonderheit der Pflanzfläche in Godau ist das kleinräumig variierende Vorkommen von Seekreide. Teilflächen der Anpflanzungen, die auf kalkhaltigem Sediment erfolgten, zeigten jedoch einen durchschnittlichen Ansiedlungserfolg (ca. 40 % Deckung in 2009, Daten ohne Abb.).

Neben den Sedimenteigenschaften könnten der Anpflanzungszeitpunkt sowie die Auswahl des Pflanzenmaterials einen Effekt auf die Etablierung der neu initiierten Schilfröhrichte haben. Die Pflanzungen begannen im Mai des Jahres 2008 am Koppelsberg und wurden dort Mitte Juli abgeschlossen. Dieser Zeitraum wird in der Literatur allgemein als günstigste Jahreszeit zum Ausbringen von Schilfpflanzen genannt. Dies können die hier vorliegenden Daten nur begrenzt bestätigen, da die bislang erfolgreichste Pflanzung in Godau von Anfang Juli bis Mitte August durchgeführt wurde. Die Anpflanzung an der Fegetasche erfolgte

hingegen in dem allgemein bereits als weniger geeignet zu bezeichnenden Zeitraum von Mitte bis Ende August. Der relativ langsame Wuchs des hier ausgebrachten Pflanzenmaterials kann entsprechend vermutlich primär auf den späten Pflanzzeitpunkt zurückgeführt werden.

Das auf den Anpflanzungsflächen ausgebrachte Pflanzenmaterial aus autochtonem Saatgut von unterschiedlichen Seen wies nur geringe Unterschiede im Etablierungserfolg auf (Abb. 61).

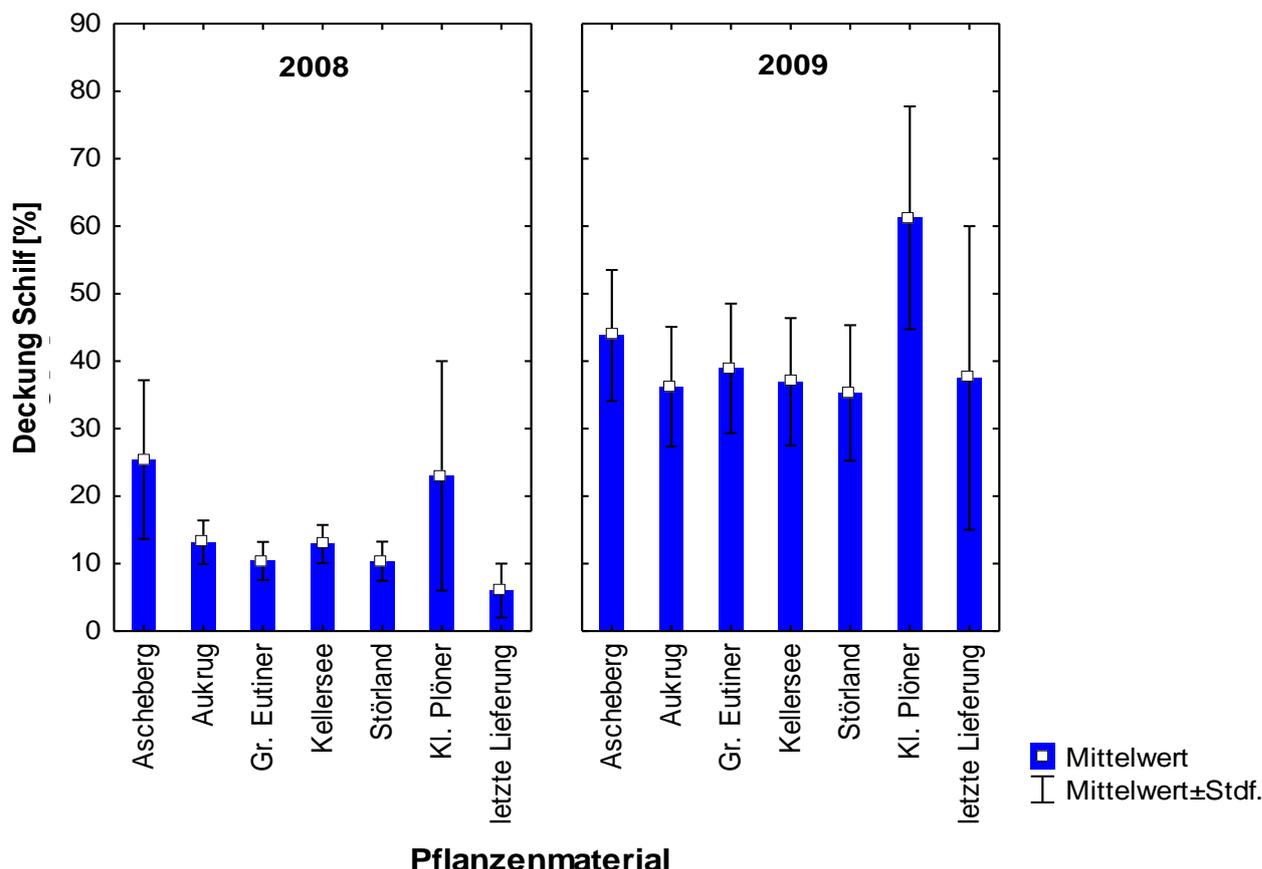


Abb. 61: Entwicklung der Deckung [%] von Pflanzmaterial aus autochtonem Saatgut von unterschiedlichen holsteinischen Seen im September des ersten (2008) und des zweiten (2009) Jahres nach der Pflanzung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

Im zweiten Jahr nach der Ausbringung erreichten Pflanzen aller Herkunftsorte bereits im Mittel eine Deckung von mindestens ca. 40 %, wobei Pflanzen eines Saat-Sammelstandortes mindestens auf jeweils zwei der Anpflanzungsflächen ausgebracht wurden. Dies zeigt, dass die Wiederansiedlung von Schilf autochtoner Herkunft eine praktikable Methode zur Erhöhung der genetischen Vielfalt in den Schilfröhrichten ist. Schilfpflanzungen sollten dennoch vorrangig an Gewässern mit geringen Schilfvorkommen durchgeführt werden und können hier ein wesentliches Initial zur Wiederbesiedlung röhrichtfreier Ufer sein.

5.9 Fazit

Die räumliche Ausdehnung der aquatischen Röhrichte wird maßgeblich vom hydrologischen Regime und der Ufermorphologie eines Gewässers bestimmt. An Gewässern des norddeutschen Tieflandes mit naturnaher Wasserstandsführung, die das Auftreten frühlommerlicher Niedrigwasserphasen beinhaltet, können aquatische Röhrichte größere Wassertiefen besiedeln und insgesamt vitalere Bestände ausbilden als an Gewässern mit konstanter Wasserstandsführung. Da das hydrologische Regime die Ausprägung der typischen Ufervegetation grundlegend beeinflusst und somit auch Einfluss auf den Konkurrenzdruck durch im Uferbereich aufwachsende Hochstauden und Gehölze auf die Schilfröhrichte hat, ist diesem Faktor übergeordnete Bedeutung für die Revitalisierung bestehender aquatischer Röhrichte zuzuordnen.

Ergänzend konnten weitere Faktoren identifiziert werden, die das Vorkommen aquatischer Schilfröhrichte aktuell an zahlreichen Gewässern begrenzen. Zu nennen ist hier die an einigen Seen starke Beschattung der aquatischen Röhrichte durch im Uferbereich aufwachsende Gehölze. Die vorliegenden Daten zeigen einen in Abhängigkeit vom betrachteten Gewässer signifikanten Einfluss starker Beschattung auf den uferseitigen Rückgang der aquatischen Schilfbestände. Gehölzentnahmen haben sich als eine effektive Maßnahme zum Schutz und zur Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte erwiesen, sofern der Gehölzaufwuchs an einem vom Rückgang der Schilfröhrichte betroffenen Gewässer nicht durch eine naturnahe Wasserstandsführung eingeschränkt werden kann. Die durch eine Gehölzentnahme erhöhte Lichtverfügbarkeit in Ufernähe führt zu einer erhöhten Biomasseproduktion der ufernahen Schilfbestände, die durch den Transfer von Nährstoffen wiederum wesentliche Funktionen für Nährstoffversorgung der größerem abiotischem Stress ausgesetzten Kompartimente eines Bestandes im Freiwassers übernehmen.

Der Fraß durch Wasservögel an aquatischen Schilfröhrichten kann ebenfalls einen signifikant negativen Einfluss auf aquatische Röhrichte haben. Dabei ist eine deutliche Abnahme der von aquatischen Schilfröhrichten besiedelten Fläche vorrangig bei langjähriger Beweidung durch Graugänse zu erwarten, da einmalige Schädigungen durch Fraß von *Phragmites*-Pflanzen kompensiert werden können. Entscheidend für das Ausmaß der Schädigung der Schilfbestände durch Fraß sind zudem Zeitpunkt und Umfang des Fraßschadens: Großflächiger Fraß und/oder spät (Juni) auftretender Fraß können langfristig schlechter kompensiert werden als kleinflächige und/oder frühe (Mai) Schädigungen der aquatischen Schilfbestände. Ob und in welchem Umfang die räumliche Ausdehnung der aquatischen Röhrichte durch Fraß negativ beeinflusst wird, scheint auch von der Vitalität der Bestände abzuhängen, die wiederum vor allem von der Wasserstandsführung beeinflusst wird. Dies müsste im Rahmen weiterführender Untersuchungen überprüft werden. Als Schutz vor Fraßschäden haben sich sowohl temporäre als auch dauerhafte Zäunungen der aquatischen Röhrichte bewährt, wobei hier zu beobachten bleibt, inwiefern diese Maßnahme den Fraßdruck auf ungezäunt verbleibende aquatische Schilfbestände erhöht. Auch die Effekte der Ausweisung alternativer Äsungsflächen auf Grünlandflächen mittlerer Nutzungsintensität sollten weiter erfasst werden.

Weitere Faktoren wie die Nutzung im Uferbereich oder die an einem Uferabschnitt auftretende mechanische Belastung durch (windinduzierte) Wellen können die räumliche Ausdehnung aquatischer Schilfröhrichte stark beschränken. Die Vitalität bestehender

aquatischer Schilfröhrichte kann ebenso wie die Etablierung neu angepflanzter aquatischer Schilfbestände durch eine Reduktion der Wellenbelastung anhand von Wellenbrechern in Form von Palisaden gefördert werden.

Die Verwendung von aus autochthonem Saatgut vorgezogenen knapp zweijährigen Schilfpflanzen hat sich als eine erfolgreiche Methode zur Wiederansiedlung aquatischer Schilfröhrichte erwiesen. Deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Anpflanzungen in Abhängigkeit von der Herkunft des Saatguts konnten jedoch nicht festgestellt werden. Die Wiederansiedlung von aquatischen Schilfröhrichtern durch Pflanzung erscheint nur an Gewässern mit einem nahezu vollständigen Verlust der ehemals vorhandenen Schilfbestände sinnvoll. Grundsätzlich sollten der Schutz und die Entwicklung bestehender aquatischer Schilfröhrichte vorrangiges Ziel aller Überlegungen zum Röhrichtschutz sein. Dabei sollte Maßnahmen wie der Wiederherstellung einer naturnahen Wasserstandsführung, die ein breites Wirkungsspektrum haben sowie eine natürliche Reproduktion und Regeneration der aquatischen Schilfbestände ermöglichen, Priorität eingeräumt werden.

6. Diskussion der Projektarbeit

Ziel der Projektarbeit war es, Ursachen und Umfang des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte an Seen der Holsteinischen Schweiz zu analysieren, um aufbauend auf den so gewonnenen Erkenntnissen Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung des Röhrichts abzuleiten und umzusetzen. Aufgrund des großen Engagements aller ProjektmitarbeiterInnen und der umfangreichen Unterstützung des Projektes durch die Kooperationspartner in der Region konnte dieses Ziel – wenn auch mit kleinen Abstrichen – erreicht werden.

Durch die Auswertung von Luftbildern verschiedener Jahrgänge und intensive Recherche in Archiven gelang es, die historische Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte unter Berücksichtigung landschaftsökologischer Zusammenhänge aufzuarbeiten. Die Betrachtung der historischen Entwicklung förderte sowohl bei Projektmitarbeitern als auch bei interessierten Einwohnern der Region das Bewusstsein dafür, wie stark der anthropogene Einfluss auf die Ausprägung der aquatischen Schilfröhrichte schon seit Jahrhunderten ist und führte zu einer veränderten Bewertung der Dynamik der raum-zeitlichen Entwicklung der Schilfbestände. Als aufwendig erwies sich vor allem die Datenbeschaffung: Informationen zur Wasserstandsführung in den Untersuchungsgewässern bzw. der Schwentine und zur Nutzung der Gewässer lagen zum Teil in geringem Umfang vor. Die Auswertung von Luftbildern der Jahrgänge 1950 bis 2006 konnte nicht wie vorgesehen in Abständen von jeweils 10 Jahren erfolgen, sondern musste auf die Jahrgänge 1953, 1959, 1989/1991 und 2006 beschränkt werden, da der ungünstige Zeitpunkt der Befliegung in anderen Jahrgängen eine seriöse Auswertung nicht zuließ. Somit konnte für einen Zeitraum von 30 Jahren, in dem an einigen Gewässern der stärkste Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte auftrat, keine zeitlich hoch aufgelöste Aussage getroffen werden. Auch langjährige Daten zur trophischen Situation der Gewässer standen überwiegend nur für die vergangenen ca. 30 Jahre zur Verfügung. Angaben zum Umfang von Nährstoff- oder Schadstoffeinträgen konnten nur für den Zeitraum ab Mitte der 1980er Jahre, also dem Zeitpunkt des systematischen Aufbaus von Umweltbehörden in Schleswig-Holstein, zusammengetragen werden. Die umfassende Analyse der historisch auf den Rückgang der aquatischen

Schilfröhrichte wirkenden Faktoren erfolgte somit auf Grundlage des vorhandenen Datenmaterials.

Obwohl in der Holsteinischen Schweiz wie auch an zahlreichen anderen Gewässern der Fraß durch Graugänse als eine wesentliche Ursache für den Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte genannt wird, wurden Untersuchungen zum Einfluss des Fraßes durch Graugänse auf die Vitalität der aquatischen Schilfröhrichte bislang nicht durchgeführt. Im Rahmen des Projektes konnte somit erstmals der Einfluss des Faktors Fraß erfolgreich quantifiziert werden. Auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse konnte festgestellt werden, inwiefern aquatische Schilfröhrichte Fraßschäden kompensieren. Somit konnte eine Schadenschwelle für den Fraß durch Graugänse definiert werden. Erkennbar wurde auch, dass die große natürliche Variabilität der aquatischen Schilfröhrichte das Aufdecken allgemeingültiger Reaktionsmuster der Röhrichte auf Fraßschäden innerhalb einer Untersuchungszeit von drei Jahren erschwert. Auch die langfristigen Effekte der erhöhten Verfügbarkeit von alternativen Äsungsflächen auf Grünlandstandorten mittlerer Nutzungsintensität konnten während der Projektlaufzeit kaum erfasst werden.

Die wissenschaftlich begleitete Erprobung verschiedener Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Röhrichte erbrachte wesentliche Ergebnisse für die praktische Umsetzung von Maßnahmen des Röhrichtschutzes. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Erhöhung der Lichtverfügbarkeit in unmittelbarer Ufernähe einen positiven Effekt auf die Vitalität der Bestände hat. Gleiches gilt für Maßnahmen zum Schutz vorhandener aquatischer Schilfröhrichte durch Zäunungen gegen Fraß sowie durch den Einsatz von Wellenbrechern gegen mechanische Belastung. Aufwendig gestaltete sich zu Beginn des Projektes die Auswahl geeigneter Untersuchungsstandorte an den Gewässern. In erster Linie beschränkte das teils sehr geringe Vorkommen aquatischer Röhrichte an den Untersuchungsgewässern die Flächenauswahl. Zusätzlich war die Zugänglichkeit der Seeufer ein wesentliches und auch begrenzendes Kriterium bei der Flächenauswahl, da unabhängig vom jeweiligen experimentellen Ansatz die Einzäunung eines Teils der ausgewählten Uferabschnitte notwendig war. Auch das Einbringen von Palisaden und alternativen Wellenbrechervarianten konnte nur an gut zugänglichen Uferbereichen erfolgen, da an keinem der Untersuchungsgewässer ein Einbau von der Wasserseite her möglich war. Entsprechend dieser logistischen Beschränkungen konnten am Großen Plöner See lediglich vier für die Untersuchung der Effekte mechanischer Belastung geeignete Standorte ausgewählt werden, während für die weiteren Untersuchungsansätze eine deutliche größere Zahl geeigneter Flächen an der Gesamtheit der untersuchten Seen ausfindig gemacht werden konnte.

Die Festlegung von für Anpflanzungen geeigneten Uferabschnitten am Großen Plöner See wurde beispielsweise wie oben beschrieben durch die Abgelegenheit vieler Uferbereiche und auch durch das hohe Gehölzaufkommen in Ufernähe begrenzt. Durch intensiven Austausch mit den örtlichen Naturschutzbehörden über die Flächenauswahl wurden für die gewünschte Anzahl Uferabschnitte Genehmigungen für kleinräumige Gehölzentnahmen erwirkt, so dass letztlich genügend Standorte für experimentelle Anpflanzungen verfügbar waren.

Eine großflächige Wiederansiedlung von aquatischen Schilfröhrichten am Großen Plöner See konnte nur abweichend vom ursprünglich gewünschten Umfang erfolgen. Während die Sammlung von autochthonem Saatgut im Winter 2006 ebenso wie Anzucht von

Schilfpflanzen unproblematisch verlief, zeigte sich im Verlauf der Projektarbeit, dass die Verfügbarkeit geeigneter großflächiger Anpflanzungsstandorte aufgrund der oben beschriebenen standörtlichen und logistischen Beschränkungen gering war. Ergänzend kam hinzu, dass ursprünglich eine Wiederansiedlung aquatischer Schilfröhrichte an ehemals schilfbestandenen Uferabschnitten vorgesehen war, wodurch die Auswahl weiter begrenzt wurde. Weitere Hürden bei der Realisierung großflächiger Anpflanzungen waren die mit dem Einbringen umfangreicher Schutzbauwerke wie Palisaden und Zäunungen verbundenen hohen Kosten sowie der für die Durchführung der eigentlichen Pflanzung hohe Personalbedarf. Nach Abstimmung des weiteren Vorgehens mit Projektförderern und verschiedenen Experten des Röhrichtschutzes wurde entschieden, auch ehemals nicht schilfbestandene Uferabschnitte in die Flächenauswahl einzubeziehen. Zudem konnten mit Unterstützung der ARGE Plön sowie der Naturparkverwaltung umfangreiche personelle Hilfe der so genannten Schwentine-Ranger in Anspruch genommen werden. Aufgrund dieser modifizierten Vorgehensweise konnten letztlich zwei Hektar Flachwasserbereich erfolgreich mit *Phragmites* bepflanzt werden.

Insgesamt wurden somit nur geringfügige Änderungen des ursprünglich geplanten Vorgehens notwendig. Dies ist auch auf den von Beginn des Projektes an integrativen, kommunikationsorientierten Ansatz der Projektleitung und –koodination zurückzuführen. Ergänzt durch die flexible, kooperative Arbeitsweise aller Projektmitarbeiter und die umfangreiche Unterstützung durch regionale und lokale Behörden (LANU/UNB Plön und Eutin) sowie durch zahlreiche weitere regionale Akteure konnte die Zielsetzung des Projektes überwiegend erreicht werden. Die Ergebnisse der Projektarbeit haben wesentlich dazu beigetragen, die in der Region häufig kontrovers und emotional geführte Diskussion über die Ursachen des Rückgangs der aquatischen Schilfröhrichte zu strukturieren und zu versachlichen.

7. Koordination und projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit

7.1 Umsetzung

Die interne und externe Koordination des Projektes hat wesentlich dazu beigetragen, die umfangreichen Projektarbeiten und –ziele durchzuführen bzw. zu erreichen. Dabei ist besonders die Zusammenarbeit mit der großen Anzahl regionaler und lokaler Akteure zu nennen. An den regelmäßig stattfindenden Projekttreffen in der Region nahmen im Schnitt etwa 30 Vertreter von Behörden und Verbänden sowie Grundbesitzer teil. Durch enge Kontakte zu Behörden und Grundeigentümern, aber auch permanente Abstimmung einzelner Arbeitsschritte gelang es, in kurzer Zeit zahlreiche Untersuchungsflächen anzulegen, zu experimentellen Zwecken Eingriffe in der Uferzone wie z.B. Gehölzentnahmen vorzunehmen und wie angestrebt umfangreiche Anpflanzungen von Schilfröhrichten vorzunehmen.

Im Projektverlauf wurden drei öffentliche Informationsveranstaltungen durchgeführt, die jeweils von ca. 60 Personen besucht wurden. Zusätzlich wurden in Zusammenarbeit mit der Verwaltung des Naturparks Holsteinische Schweiz Führungen angeboten sowie zahlreiche Vorträge auf Veranstaltungen verschiedener Vereine und Verbände gehalten. Regionales Wissen, Beobachtungen von Anwohnern und Anregungen einer Vielzahl von Akteuren

konnten so in die Projektarbeit eingebunden werden, wobei sich die Einrichtung eines Projektbüros in der Kreisverwaltung Ostholstein / Eutin als besonders hilfreich erwies, um die örtlichen Kontakte zu intensivieren. Auf das große Engagement aller Projektmitarbeiter bezüglich der Einbindung regionaler Akteure wurde mit umfangreicher logistischer und ideeller Unterstützung der Arbeiten im Rahmen des Projektes durch Behördenvertreter und Privatpersonen reagiert. Beispielhaft kann hier die Unterstützung bei der Wiederansiedlung von Schilfröhrichten am Großen Plöner See genannt werden: In Zusammenarbeit mit der Unteren Naturschutzbehörde des Kreises Plön wurde ein Uferabschnitt ausgewählt, der aus Sicht der Behörde und der Projektmitarbeiter besonders gut für die Wiederansiedlung von aquatischen Schilfröhrichten geeignet war, da hier im Zuge des Wiederansiedlungsversuchs eine Spundwand zurückgebaut werden konnte. Die Mithilfe der so genannten Schwentine-Ranger – ein Wiedereingliederungsprojekt der ARGE Plön und des Naturparks Holsteinische-Schweiz – bei den zeitintensiven Anpflanzungen von Schilfröhrichten hat wesentlich zum Erfolg der Wiederansiedlungen beigetragen.

Grundsätzlich bestand in der Region Holsteinische Schweiz ein großes Interesse daran, die Ursachen des starken Röhrichtrückgangs an den heimischen Gewässern aufzuklären. Dies äußerte sich nicht nur in der oben beschriebenen Unterstützung des Projektes, sondern auch in regelmäßiger Berichterstattung in der regionalen Presse. Die überregionale Bedeutung des Themas Röhrichtrückgang spiegelte sich in Berichten verschiedener großer Tageszeitungen, des Deutschlandfunks und des NDR wieder. Eine Zusammenstellung der während der Projektlaufzeit veröffentlichten Presseartikel findet sich im Anhang.

7.2 Veröffentlichung der Projektergebnisse

Die Veröffentlichung der Ergebnisse aller im Projektverlauf durchgeführten Untersuchungen erfolgt auf unterschiedlichen Ebenen:

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen zu den Effekten verschiedener Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte wurden in einem Handlungsleitfaden für die Praxis zusammengefasst. Ergänzend flossen hier auch Erfahrungen aus anderen Projekten ein. Der Handlungsleitfaden beinhaltet einleitend einen kurzen Überblick über Ökologie und Verbreitung der Schilfröhrichte. Anschließend werden Methoden zur Identifizierung von Röhrichtrückgängen dargelegt sowie Maßnahmen zum Schutz der aquatischen Schilfröhrichte und Methoden der Wiederansiedlung von aquatischen Schilfröhrichten erläutert. Bei der Erstellung des Handlungsleitfadens wurde darauf geachtet eine einfache Identifizierung geeigneter Maßnahmen zum Schutz der Röhrichtbestände zu ermöglichen. Der Handlungsleitfaden soll nach Möglichkeit in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) oder einem anderen regionalen Förderer des Projektes publiziert werden, um den Zugriff auf die zusammengestellten Informationen auch für Interessierte aus anderen Regionen Deutschland gewährleisten zu können.

Eine auf Grundlage der Ergebnisse der Projektarbeit erstellte, detaillierte Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz und –entwicklung für jedes der Untersuchungsgewässer wurde dem LLUR und auch den örtlichen, eng in das Projekt eingebundenen Unteren Naturschutzbehörden übergeben. Diese Maßnahmenplanung umfasst einen Bericht, in dem die historische Entwicklung der aquatischen Schilfröhrichte ebenso wie die aktuelle Situation aufgearbeitet ist. Detaillierte, uferabschnittsbezogen

aufbereitete Ergebnisse der GIS-basierten Ursachenanalyse ergänzt durch regionale Kenntnisse und Erfahrungen werden hier berücksichtigt, um Vorschläge für einen künftigen Schutz der aquatischen Schilfröhrichte abzuleiten. Diese wurden bezogen auf einzelne Uferabschnitte in Planungskarten für jedes der untersuchten Gewässer dargestellt.

Der Abschlussbericht sowie einzelne Projektergebnisse werden ebenfalls den oben genannten Behörden und auf Wunsch auch anderen Kooperationspartnern und Interessierten zur Verfügung gestellt.

Die Veröffentlichung überregional bedeutsamer Ergebnisse der Untersuchungen in internationalen Fachzeitschriften ist in Vorbereitung.

7.3 Künftige Kooperation mit der Region

Um den langfristigen Erfolg des Projektes sicher zu stellen, sollten gemeinsam mit Mitarbeitern, Kooperationspartnern sowie interessierten Vereinen und Verbänden Möglichkeiten entwickelt werden, wie die im Rahmen des Projektes durchgeführten Maßnahmen auch nach Abschluss der Projektarbeit weiter betreut und beobachtet werden können. Entgegen der ursprünglichen Planung, die mit Unterstützung des in Eutin ansässigen Vereins Wasser-Otter-Mensch oder Mitarbeitern des im Kreis Plön betriebenen ehrenamtlichen Seenbeobachtungsprogramm auch realisierbar gewesen wäre, werden die im Jahr 2006 angelegten Untersuchungsflächen ebenso wie die im Jahr 2008 etablierten Schilf-Anpflanzungen nun vorerst weiterhin von Mitarbeitern der Universität Hamburg betreut. Begründet ist diese Abweichung von der ursprünglichen Zielsetzung darin, dass die Universität an langjährig konsistenten Datenerhebungen an den aquatischen Schilfröhrichten interessiert ist. Dies könnten z.T. häufig fluktuierende ehrenamtliche Helfer kaum gewährleisten. Da der Kontakt zu potenziellen Unterstützern wie Behörden und Vereinen weiterhin erhalten bleibt, ist eine Übergabe des Monitorings an ehrenamtliche Helfer für die Zukunft nicht ausgeschlossen.

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.
- Albrecht, J. (2007): Key concepts & technics in GIS. Sage publications, London.
- 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. & Armstrong, W. (1991): A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.. Aquatic Botany 39: 75-88.
- 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, Rajapakse, L., Manatunge, J. & Sahara, N. (2006): The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. Hydrobiologia 553: 327-335.
- Attmannspacher, H. (1967): Die Entwicklung von Seeterrassen an ausgewählten Beispielen in Ostholstein. Diss., Kiel.
- Barthelme, N. (1995): Geoinformatik – Modelle, Strukturen, Funktionen. Springer, Berlin.
- 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.
- Brändle, R. (1985): Kohlenhydratgehalte und Vitalität isolierter Rhizome von *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* nach mehrwöchigem O₂-Mangelstreß. Flora 177: 317 – 321.
- 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.

- 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.
- DVWK 246 (1997): Freibordbemessung an Stauanlagen, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, H. 246, Bonn.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer.
- ESRI (1992 – 2002): ArcView GIS 3.3
- ESRI (1999 - 2008): ArcMap 9.3, License Type: ArcInfo
- Graw, K.-U (1995): Wellenenergie - eine hydromechanische Analyse; Bericht Nr. 8 des Lehr- und Forschungsgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft, Bergische Universität - GH Wuppertal.
- 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
- Gryseels, M. (1989): Nature management experiments in a derelict reedmarsh. II: Effects of summer mowing. *Biological Conservation* 47: 85-99.
- Güsewell, S. & Klötzli, F. (1998): Abundance of common reed (*Phragmites australis*), site conditions and conservation value of fen meadows in Switzerland. *Acta Botanica Neerl.* 47: 113 – 129.
- Güsewell, S., Le Nédic, C. & Buttler, A. (2000): Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management* 8: 375–389.
- Harris, S.W. & Marshall, W.H. (1963): Ecology of water-level manipulations in a northern marsh. *Ecology* 44: 331-343.
- Haslam, S. M. (1971): Shoot height and density in *Phragmites* stands. *Hydrobiologica* 12: 113 – 119.
- Haslam, S. M. (1972): *Phragmites communis* Trin.: Biological flora of the British Isles. *Journal of Ecology* 60: 585 – 610.

- 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)
- <http://www.bodensee-ufer.de>; letzter Zugriff am 24.08.2010
- <http://erosee.org>; letzter Zugriff am 24.08.2010
- 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.
- Husak, S. (1978): Control of reed and reed mace stands by cutting. In: D. Dykyjova & J. Kvet (eds.) *Pond littoral ecosystems*. Springer-Verlag, New York, pp 404-408.
- 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.
- Jokiel, P.L. & Morrissey, J.I. (1993): Water motion on coral reefs: Evaluation of the `clod card` technique. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 93: 175-181.
- 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.
- Kiefmann, H.-M. (1978): *Bosau – Untersuchung einer Siedlungskammer in Ostholstein*, Wachholtz Verlag, Neumünster.
- KIFL (Kieler Institut für Landschaftsökologie (2002): „Dieksee-Studie“, gemeinsame Umsetzung von FFH-RL und WRRL am Beispiel des Dieksees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Klapp, E. (1965): *Grünlandvegetation und Standort*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.

- Klötzli, F. (1971): Über Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhrichten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie.
- Klötzli, F. & Züst, S. (1973): Conservation of reed beds in Switzerland. Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 229 – 235.
- Kluge, W. & O. Fränze (1992): Einfluss von terrestrisch-aquatischen Ökotonen auf den Wasser- und Stoffaustausch zwischen Umland und See. Verh. Ges. Ökol. 21: 401 - 407.
- Koop, B. (1999): Mauserplätze der Graugans, *Anser anser*, in Schleswig-Holstein – eine neue Entwicklung. Corax 18: 66 - 72.
- Krambeck, H.-J. (1979): A numerical-topographical model of Lake Großer Plöner See and its application to the calculation of Seiches. Arch. Hydrobiol. 87 – 3: 262-273.
- Krauß, M. (1979): Zur Nahrungsökologie des Bläßhuhns *Fulica atra* auf den Berliner Havelseen und der Einfluss von Bläßhuhn und Bisamratte auf das Schilf *Phragmites australis*. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 105-144.
- Krauß, M. (1993): Ufersanierung und Röhrichtpflanzungen. Ein Erfahrungsbericht von der Berliner Havel, LÖFL-Mitteilungen 2/93, 38-46.
- Kubín, P. & Melzer, A. (1997): Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three lakes of southern Germany. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 13-1: 15-23
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU, 2006): Die Seen der Schwentine
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU, 1993-2006): Seenberichte B 31, B3 4, B 49, B 52, B 55
- Lenssen, J.P.M., Dolle, G.E. & Blom, C.P.M. (1998): The effect of flooding on the recruitment of reed marsh and tall forb plant species. Plant Ecology 139: 13-23
- Maemets H, Freiberg L & Haldna, M. (2006); Inter-annual variability of *Potamogeton perfoliatus* stands. Aquatic botany 85:177-183.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, Rödiger, Sommerhäuser, Friedrich (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. -Limnologie aktuell: 11: 28-36.
- 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 Röhrichte 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. Mitsch & Gosselin 2000
- Moniac, N. M. (2010): Einfluss von Wasserstandsschwankungen auf Schilfröhrichtbestände (*Phragmites australis* Trin. EX Steud.) an Seen in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit am Biozentrum Klein Flottbek, Universität Hamburg.
- Muus, B. (1968): A field method for measuring „exposure“ by means of plaster balls. A preliminary account. Sarsia 34: 61-68.
- Nagy, K. A. (1987): Field Metabolic Rate and Food Requirement Scaling in Mammals and Birds. Ecological Monographs 57: 112-128.
- Ohle, W. (1951): Der labile Zustand ostholsteinischer Seen. Sonderdruck Der Fischwirt Nr. 12: 2 – 8.
- 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.
- Ostendorp, W. (1988): Nährstoffkreisläufe und Nährstoffakkumulation in Seeuferröhrichten am Beispiel des Bodensee-Untersees. – Telma, 18, 351-372.
- 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: 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. (1995a): Seeuferrenaturierung als Teil einer Seesanieung, In: Jaeger, D. u. R. Koschel, (Hrsg.,1995), Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Limnologie aktuell 8: 53 - 69.
- Ostendorp, W. (1995b): Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in lake Constance-Untersee. Acta Oecologica: 277–294.
- Ostendorp, W., Iseli, C., Krauß, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M. & Schanz, F. (1995a): 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 Röhrichrückganges 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.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A. Hartzendorf, T. & Kohl, J -G. (2000): Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* for rhizome ventilation and amino acid metabolism. Wetlands Ecology and Management 8: 425–433.
- Schmieder K., Dienst, M. & Ostendorp, W. (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. – Limnologica 32: 131–146
- Schoenberg, W., Buske, C. & Jensen, K. (2007): Renaturierung degradierter 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
- 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.

- Staatliches Umweltamt Kiel (2007): Wasserstandsdaten holsteinischer Seen. Persönl. Übermittlung
- Stadt-Wald-Fluss (2000): Röhrlichtbericht 2000, unveröff. Gutachten, Berlin.
- StatSoft (Inc. 1984-2010): Statistica 9.1
- Sukopp, H. & Krauss, M. (Hrsg., 1990): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrlichtpflanzen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 71: 121-140. Berlin
- Sundermeier, A., Schröder, U. & Wolters, B. (2007): Zum Einfluss von Wellenschlag auf Röhrlicht an der Unteren Havel-Wasserstraße. BFG Veranstaltungen 2/2007, 65-71.
- Tylova, E., Steinbachova, L., Votrubova, O., Lorenzen, B. & Brix, H. (2008): Different sensitivity of *Phragmites australis* and *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 der Putten, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993-1994). Aquatic Botany 59: 263-275.
- 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.
- Vretare, V. Weisner, S. E. B., Strand, J. A. & Graneli, W. (2001): Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth, Aquatic Botany 69:127-145.
- Weisner, S., Ekstam, B. (1993): Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms- implications for the colonisation of lake beds. Aquatic Botany 45: 107-118.

Anhang (digital)

Röhrichtkataster: Dokumentation der raum-zeitlichen Entwicklung der aquatischen
Schilfröhrichte an Seen der Holsteinischen Schweiz

Kartenmaterial: Röhrichtschutz und –entwicklung - Maßnahmenplanung für den Großen
Eutiner See, den Kellersee, den Dieksee, den Großen Plöner See, den Kleinen Plöner
See und den Trammer See.

Presseberichte