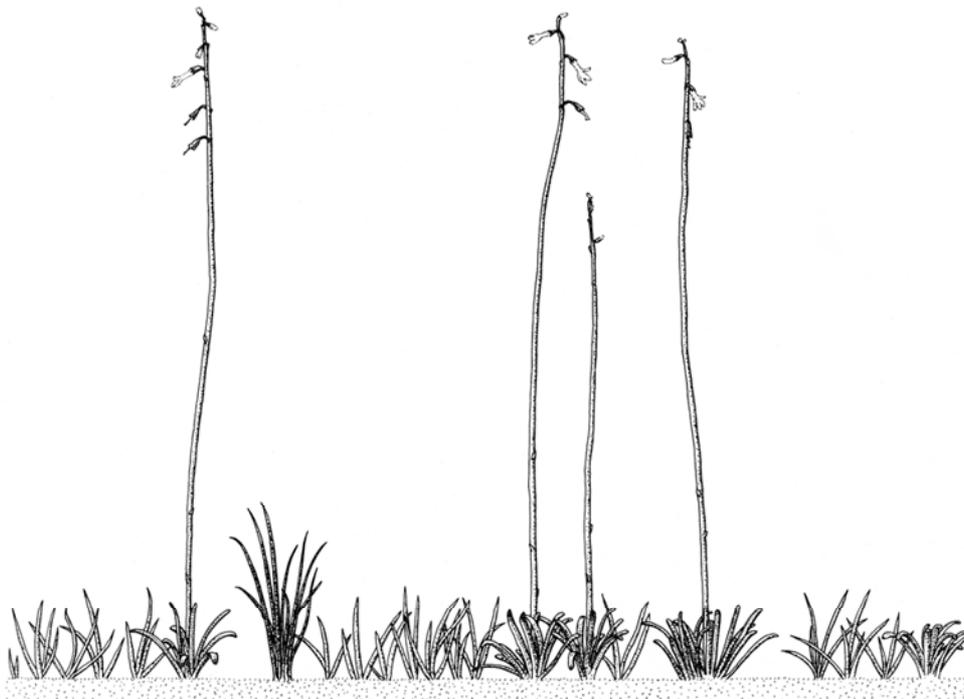


# Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen

Projektlaufzeit: 01.10.2015 bis 28.02.2019

Abschlussbericht

19.02.2019



Auftraggeber: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes  
Schleswig-Holstein

Auftragnehmer: Universität Hamburg

Projektleiter: Prof. Dr. Kai Jensen

Bearbeiterin: Nikola Lenzewski

Titelbild:

Schematischer Ausschnitt einer Lobelion-Gesellschaft mit *Littorella uniflora* (Europäischer Strandling), *Lobelia dortmanna* (Wasser-Lobelie) und *Isoetes lacustris* (Gewöhnliches Brachsenkraut).  
Vahle (1990, verändert).

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Anlass und Zielsetzung des Projekts</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Fachlicher Hintergrund (Modul 1)</b> .....	<b>3</b>
2.1	Isoetiden.....	3
2.1.1	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. (Europäischer Strandling).....	4
2.1.2	<i>Lobelia dortmanna</i> L. (Wasser-Lobelia).....	5
2.1.3	<i>Isoetes lacustris</i> L. (Gewöhnliches Brachsenkraut).....	5
2.2	Untersuchte Strandlingsseen in Schleswig-Holstein.....	6
2.2.1	Ihlsee bei Bad Segeberg.....	6
2.2.2	Bültsee bei Kosel.....	9
<b>3</b>	<b>Quantifizierung der Auswirkungen von Fraß- und Wühltätigkeiten auf Isoetiden (Modul 2)</b> .....	<b>11</b>
3.1	Einleitung.....	11
3.2	Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf das Wachstum und die Entwicklung von Isoetiden am Ihlsee bei Bad Segeberg.....	12
3.2.1	Methodik.....	12
3.2.2	Ergebnisse.....	16
3.3	Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten am Ihlsee bei Bad Segeberg.....	20
3.3.1	Methodik.....	20
3.3.2	Ergebnisse.....	22
3.4	Diskussion.....	29
<b>4</b>	<b>Entwicklung und Erprobung weiterer Fördermaßnahmen für Isoetiden (Modul 3)</b> .....	<b>36</b>
4.1	Einleitung.....	36
4.2	Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees bei Kosel.....	38
4.2.1	Methodik.....	38
4.2.2	Ergebnisse.....	40
4.3	Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von <i>Littorella uniflora</i> im Bültsee bei Kosel.....	47
4.3.1	Methodik.....	47
4.3.2	Ergebnisse.....	48
4.4	Diskussion.....	53
<b>5</b>	<b>Projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit (Modul 4) und weitere Projektarbeit</b> .....	<b>57</b>
5.1	Projekttreffen und Informationsveranstaltungen.....	57
5.2	Publikationen und Vorträge.....	57
5.3	Wissenschaftlicher Austausch.....	58
5.4	Gewächshauskultur <i>Littorella uniflora</i> .....	58

5.5	Dynamik von Sauerstoff (O <sub>2</sub> ) und Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) in der Rhizosphäre von <i>Lobelia dortmanna</i> .....	59
5.6	Erhebung <i>Lobelia dortmanna</i> -Population am Ihlsee bei Bad Segeberg.....	60
<b>6</b>	<b>Handlungsempfehlungen zum Schutz von Isoetiden im Ihlsee und im Bültsee.....</b>	<b>62</b>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>66</b>
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>70</b>
<b>9</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>75</b>
9.1	Digitaler Anhang.....	75
9.2	Artenlisten.....	75

## 1 Anlass und Zielsetzung des Projekts

Am Ihlsee bei Bad Segeberg wurde in den letzten Jahren ein Rückgang von *Lobelia dortmanna* (Wasser-Lobelia; im Folgenden wird auf die Erwähnung des deutschen Namens einer Art nach der erstmaligen Nennung auf Grund der besseren Lesbarkeit des Textes verzichtet) in den dort vorkommenden Strandlingsrasen dokumentiert. Insbesondere der ehemals dichte Bestand von *Lobelia dortmanna* am Südufer ist auf wenige Individuen zurückgegangen. Auch die ermittelten Bestandsentwicklungen von *Isoetes lacustris* (Gewöhnliches Brachsenkraut) und *Littorella uniflora* (Europäischer Strandling) sind negativ. Für den Rückgang kommen nach einer Einschätzung von Stuhr et al. (2013) die Ausbreitung von Röhrichten, Vertritt durch Badebetrieb, Fraßschäden durch Wasservogel und Krebse, Wühlchäden durch Fische oder auch eine Anreicherung von organischer Substanz in den Sedimenten in Frage.

Im Rahmen des vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein beauftragten Projekts ‚Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen‘ untersuchte die Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg mögliche Rückgangsursachen der oben genannten Arten in den sogenannten Strandlingsseen in Schleswig-Holstein. Das Projekt startete im Oktober 2015 mit einer Kick-off-Veranstaltung in Flintbek sowie einer sich im November 2015 anschließenden Geländebegehung am Ihlsee bei Bad Segeberg jeweils mit Vertretern des Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein und der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg. Innerhalb des Projekts wurden vier Module bearbeitet (Kapitel 2 bis 5), die in dem vorliegenden Abschlussbericht nacheinander aufgeführt sind. Abschließend werden auf Grundlage der in dem Projekt erzielten Ergebnisse Handlungsempfehlungen zum Schutz von Isoetiden gegeben (Kapitel 6) und die gesamten Projektergebnisse abschließend zusammengefasst (Kapitel 7).

- Modul 1: Einordnung der schleswig-holsteinischen Strandlingsseen FFH-LRT 3110/30 und der Standorte von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* in die neuere europäische Literatur  
Dieses Modul wurde mit der Abgabe eines Projektberichts (Lenzowski & Jensen 2016) im April 2016 beendet, wobei in dem vorliegenden Abschlussbericht Textauszüge als Hintergrundinformation zu den im Fokus stehenden Arten (*Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris*) und Gewässern (Ihlsee bei Bad Segeberg und Bültsee bei Kosel) verwendet wurden (Kapitel 2)
- Modul 2: Quantifizierung der Auswirkungen von Fraß- und Wühltätigkeiten auf Isoetiden (*Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris*) am Ihlsee bei Bad Segeberg (Kapitel 3)  
In zwei separaten Exclosureuntersuchungen wurde der Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf das Wachstum und die Entwicklung von Isoetiden (Kapitel 3.2) und der Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten (Kapitel 3.3) am Ihlsee bei Bad Segeberg untersucht. Dieses Modul wurde mit der Beendigung der zweiten Untersuchung im Oktober 2018 abgeschlossen.

- Modul 3: Entwicklung und Erprobung weiterer Fördermaßnahmen für Isoetiden (Kapitel 4)  
In diesem Modul wurden zwei Untersuchungen zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees bei Kosel (Kapitel 4.2) und zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* im Bültsee bei Kosel (Kapitel 4.3) durchgeführt. Mit der Beendigung der zweiten Untersuchung im August 2018 wurde dieses Modul abgeschlossen.
- Modul 4: Projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit (Kapitel 5)  
In dem vorliegenden Abschlussbericht wurde die während der Projektlaufzeit durchgeführte Öffentlichkeitsarbeit mit zusätzlichen Projekthaltungen, die keinem der vier Module zuzuordnen sind, zusammengefasst. Dieses Modul wurde mit dem vorliegenden Abschlussbericht beendet.

## 2 Fachlicher Hintergrund (Modul 1)

### 2.1 Isoetiden

Isoetiden sind eine Gruppe von morphologisch ähnlichen Gefäßpflanzenarten, die durch das Vorhandensein von niedrigwüchsigen schmalblättrigen und aerenchymreichen Rosetten gekennzeichnet sind (Abb. 1). Sie leben überwiegend amphibisch im Litoral oligotropher bis mesotropher Seen und besiedeln sandige-kiesige Sedimente, wobei einige Arten auch ins untere Sublitoral vordringen. Die von Isoetiden besiedelten Standorte zeichnen sich neben einer geringen Alkalinität durch geringe Phosphat-Gehalte und hohe Redoxpotentiale aus, so dass das Pflanzenwachstum durch Nährstoffarmut und geringe CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit limitiert ist (Smolders et al. 2002).



Abb. 1: Wuchsform der Isoetiden *Littorella uniflora* (L.) Asch. (Europäischer Strandling), *Lobelia dortmanna* L. (Wasser-Lobelia) und *Isoetes lacustris* L. (Gewöhnliches Brachsenkraut) von links nach rechts. Quelle: Vahle (1990, verändert).

Spezifische morphologische und ökophysiologische Anpassungen der Isoetiden ermöglichen ihnen die Besiedlung nährstoffarmer Standorte. Neben einem ausgeprägten Wurzelsystem nutzen Isoetiden das interstitielle CO<sub>2</sub> im Sediment, wo die CO<sub>2</sub>-Konzentration um das 5- bis 100-fache gegenüber dem Freiwasser erhöht sein kann. Die eigentlich für Trockenstandorte charakteristische CAM-Photosynthese (Crassulacean acid metabolism), bei der nachts CO<sub>2</sub> fixiert und zwischengespeichert und dann erst am Tage weiter verarbeitet wird, wird ebenfalls als eine Anpassung der Isoetiden an die schlechte CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit angesehen: In der Nacht ist die CO<sub>2</sub>-Konzentration im Freiwasser aufgrund von vorherrschenden Respirationprozessen erhöht und aus diesem Grunde für die Isoetiden mit CAM-ähnlicher-Photosynthese besser verfügbar

(Wilmanns 1998; Baattrup-Pedersen & Madsen 1999; Larcher 2001). Sowohl die Nutzung des interstitiellen CO<sub>2</sub> als auch die CAM-ähnliche-Photosynthese ermöglichen den Isoetiden also einen Zugang zu ständig verfügbaren Kohlenstoffquellen (Boston 1986).

Da die Rhizodermis der Wurzeln der Isoetiden durchlässig für Gase ist, kann ein Gasaustausch über die gesamte Wurzel erfolgen, während er bei anderen Pflanzenarten in der Regel nur über die Wurzelspitzen möglich ist (Smits et al. 1990). Während die Aufnahme von CO<sub>2</sub> aus dem Sediment die Kohlenstoffversorgung der Pflanze verbessert, bewirkt die Abgabe von O<sub>2</sub> („radial oxygen loss“, ROL) eine chemisch veränderte Rhizosphäre. Eisen und Mangan werden oxidiert, die dann mit Phosphat unlösliche Verbindungen eingehen und nicht oder nur sehr eingeschränkt pflanzenverfügbar sind (Christensen et al. 1998; Christensen & Wigand 1998). Durch ROL verändert sich auch die mikrobielle Gemeinschaft in der Rhizosphäre von Isoetiden, in der vermehrt Ammonium oxidierende Archebakterien nachgewiesen wurden (Herrmann et al. 2009). Das von den Archebakterien produzierte Nitrat kann von den Isoetiden als Stickstoffquelle genutzt werden (Schuurkes et al. 1986). ROL erhöht ebenfalls gekoppelte Nitrifizierungs- und Denitrifizierungsprozesse (Risgaard-Petersen & Jensen 1997). Diese sind für den Stickstoffexport aus dem System bedeutsam und verlangsamen die Sukzession oligotropher Seen.

ROL ist auch die Grundlage für eine weitere Besonderheit der Isoetiden, die ansonsten bei Wasserpflanzen in der Regel nicht vorkommt: Sie gehen im Wurzelraum mit Pilzen, die für ihren Stoffwechsel auf Sauerstoff angewiesen sind, eine als Mykorrhiza bezeichnete Symbiose ein. Die Mykorrhizierung führt zu erhöhter Biomasseproduktion und zu erhöhter Stickstoff- und Phosphoraufnahme in die Pflanzen. Somit spielt die Mykorrhizierung eine bedeutsame Rolle für die Besiedlung nährstoffarmer Sedimente durch Isoetiden in oligo- bis mesotrophen Seen (Andersen & Andersen 2006).

### 2.1.1 *Littorella uniflora* (L.) Asch. (Europäischer Strandling)

*Littorella uniflora* (Abb. 1, links) gehört zur Familie der Wegerichgewächse (*Plantaginaceae*) und besiedelt das Litoral oligotropher bis mesotropher Seen bis zu Wassertiefen von etwa 3 m. Die Art erreicht Wuchshöhen von etwa 4-12 cm, verfügt über bis zu 15 cm lange Ausläufer und bildet dichte (Unterwasser-)Rasen. Die im Querschnitt rundlich bis ovalen Blätter sind teilweise schwach behaart, zugespitzt und in Rosetten angeordnet. Die unscheinbaren, hellbraunen Blüten sind röhrenförmig, 4-6 mm lang, und zu viert in Blütenständen angeordnet mit je einer gestielten männlichen Blüte und 2-3 am Grund des Blütenstandes stehenden weiblichen Blüten. *Littorella uniflora* ist von Ellenberg et al. (1991) als Art eingestuft worden, die ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut anzeigt (Stickstoffzahl: 2). Die Art verfügt über Mykorrhiza, ist in der Lage CO<sub>2</sub> über die Wurzeln aus dem Sediment aufzunehmen und weiterhin zur CAM-ähnlichen-Photosynthese befähigt (vgl. Wilmanns 1998).

*Littorella uniflora* hat ein europäisches Areal, wobei die Vorkommen in Deutschland im Bereich des Hauptareals der Art liegen (Meusel & Jäger 2015). *Littorella uniflora* ist in den letzten Jahrzehnten in Deutschland stark zurückgegangen (u.a. durch Eutrophierung von Gewässern, mechanische Schädigung durch Betreten, Wellenschlag und Bootsverkehr). In Europa gilt die Art als stark gefährdet (Welk 2002). *Littorella uniflora* gilt in Deutschland und auch regional in Schleswig-Holstein als stark gefährdet (Rote Liste Deutschland: 2 (Korneck et al. 1996); Rote

Liste Schleswig-Holstein: 2 (Mierwald & Romahn 2006)). Die Art ist nach der Bundesartenschutzverordnung nicht besonders geschützt. Nach Welk (2002) kommt Deutschland eine mittlere Verantwortlichkeit für die globale Erhaltung der Art zu.

### 2.1.2 *Lobelia dortmanna* L. (Wasser-Lobelie)

*Lobelia dortmanna* (Abb. 1, Mitte) gehört zur Familie der Glockenblumengewächse (*Campanulaceae*) und kommt im Litoral oligotropher bis mesotropher Seen vor, häufig auf sandig-kiesigen Sedimenten. Die Art erreicht Wuchshöhen von 20-50 cm, wobei der Stängel hohl und fast blattlos ist. Die linealischen, stumpfen, dicken Blätter befinden sich in einer grundständigen meist untergetauchten Rosette. Die blassblauen bis weißen Blüten mit einer zweilippigen Krone und verwachsenen Staubblättern sind in einem traubigen Blütenstand angeordnet. *Lobelia dortmanna* ist von Ellenberg et al. (1991) als Art eingestuft worden, die ausgesprochene Stickstoffarmut anzeigt (Stickstoffzahl: 1). Die Art verfügt über Mykorrhiza und ist in der Lage CO<sub>2</sub> über die Wurzeln aus dem Sediment aufzunehmen. Eine CAM-ähnliche-Photosynthese wurde für *Lobelia dortmanna* nicht nachgewiesen (vgl. Wilmanns 1998).

*Lobelia dortmanna* hat ein amphi-atlantisches Areal mit Vorkommen sowohl im Nordosten Nord-Amerikas als auch im Nordwesten von Europa (Meusel & Jäger 2015). Die Art ist in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen (u.a. durch Eutrophierung von Gewässern, mechanische Schädigung durch Betreten, Gewässerverschmutzung). In Europa gilt *Lobelia dortmanna* derzeit als ungefährdet. In Deutschland, wo die Art nur im nordwestdeutschen Tiefland vorkommt (Arealrand der weltweiten Verbreitung), gilt die Art als vom Aussterben bedroht (Rote Liste Deutschland: 1 (Korneck et al. 1996); Rote Liste Schleswig-Holstein: 1 (Mierwald & Romahn 2006)) und ist nach der Bundesartenschutzverordnung streng geschützt. Nach Welk (2002) kommt Deutschland eine geringe Verantwortlichkeit für die globale Erhaltung der Art zu.

### 2.1.3 *Isoetes lacustris* L. (Gewöhnliches Brachsenkraut)

*Isoetes lacustris* (Abb. 1, rechts) gehört zu den Farnpflanzen und hier zur Familie der Brachsenkrautgewächse (*Isoetaceae*). Die Art besiedelt das Litoral oligotropher bis mesotropher Seen bis zu Wassertiefen von 7 m (Rørslett & Brettum 1989). *Isoetes lacustris* erreicht Wuchshöhen von 5-20 cm, wobei die dunkelgrünen und steifen Blätter der Unterwasserpflanze rund (binsenförmig) und gekammert sind. Das Gewöhnliche Brachsenkraut ist von Ellenberg et al. (1991) als Art eingestuft worden, die ausgesprochene Stickstoffarmut anzeigt (Stickstoffzahl: 1). Die Art verfügt nicht über Mykorrhiza, ist aber in der Lage CO<sub>2</sub> über die Wurzeln aus dem Sediment aufzunehmen und zur CAM-ähnlichen-Photosynthese befähigt (vgl. Wilmanns 1998).

*Isoetes lacustris* hat ein amphi-atlantisches Areal mit Vorkommen sowohl im Nordosten Nord-Amerikas als auch im Nordwesten von Europa (Meusel & Jäger 2015). Die Art ist in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen (u.a. durch Eutrophierung von Gewässern, mechanische Schädigung durch Betreten, Wellenschlag und Bootsverkehr, Gewässerverschmutzung). In Europa gilt die Art derzeit als ungefährdet (Welk 2002). In Deutschland, wo die Art nur im nordwestdeutschen Tiefland und im Bereich der Voralpen vorkommt (Areal in Deutschland entspricht Vorposten des geschlossenen Areals in Skandinavien), gilt *Isoetes lacustris* als stark gefährdet (Rote Liste Deutschland: 2 (Korneck et al. 1996) und regional in Schleswig-Holstein als

vom Aussterben bedroht (Rote Liste Schleswig-Holstein: 1 (Mierwald & Romahn 2006)). Die Art ist nach der Bundesartenschutzverordnung geschützt. Nach Welk (2002) kommt Deutschland eine mittlere Verantwortlichkeit für die globale Erhaltung der Art zu.

### 2.2 Untersuchte Strandlingsseen in Schleswig-Holstein

Der Begriff ‚Strandlingsseen‘ unterliegt keiner einheitlichen Definition und bezeichnet Stillgewässer, in denen die abiotischen Bedingungen ein Wachstum von *Littorella uniflora* erlauben. Die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie definiert darüber hinaus oligo- bis mesotrophe Stillgewässer mit Strandlingsgesellschaften als eigene Lebensraumtypen (FFH-LRT). Hierbei wird unterschieden zwischen den oligotrophen Stillgewässern des Flach- und Hügellandes mit Vegetation der *Littorelletalia uniflorae*-Gesellschaften (FFH-LRT 3110; Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (*Littorelletalia uniflorae*)) und den oligo- bis mesotrophen, basenarmen Stillgewässern der planaren bis subalpinen Stufe der kontinentalen und alpinen Region der Gebirge (FFH-LRT 3130; Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der *Littorelletea uniflorae* und/oder der *Isoeto-Nanojuncetea*). In Deutschland sind zurzeit 22 Gebiete als FFH-LRT 3110 gemeldet, wobei ein Großteil dieser Gebiete sich im Norddeutschen Tiefland befindet. Die Grundlage für diese Verteilung ist das Schwerpunkt vorkommen des FFH-LRT 3110 auf die atlantische biogeographische Region. Mit einer Anzahl von 274 wurden wesentlich mehr Gebiete des FFH-LRT 3130 zugeordnet, die sich über das gesamte Bundesgebiet verteilen (NATURA 2000 2018). Der FFH-LRT 3110 ist in Deutschland von vollständiger Vernichtung bedroht (Riecken et al. 2006). Innerhalb des FFH-LRT 3110 ist *Littorella uniflora* mit *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* vergesellschaftet (Ssymank et al. 1998; FFH-Richtlinie 2006). Das einzige gleichzeitige Vorkommen der drei Isoetiden in Schleswig-Holstein befindet sich aktuell im Ihlsee bei Bad Segeberg. Der Bültsee bei Kosel wies noch 1990 Vorkommen der drei Arten auf, jedoch konnten *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* seit 2007 nicht mehr nachgewiesen werden, so dass diese Populationen zurzeit als verschollen gelten (Stuhr et al. 2007; Stuhr et al. 2013). Beide Seen sind als FFH-LRT 3110 gemeldet (NATURA 2000 2018).

#### 2.2.1 Ihlsee bei Bad Segeberg

Der Ihlsee in Schleswig-Holstein (Abb. 2A) liegt nördlich von Bad Segeberg und hat mit 0,7 km<sup>2</sup> ein sehr kleines Einzugsgebiet. Das Gewässer hat eine Größe von 29,1 ha und die tiefste Stelle des Sees beträgt 21,5 m. Das 2,5 km lange Ufer des Ihlsees ist zu einem Großteil geprägt durch Siedlungsflächen mit einem Strandbad im Osten sowie im geringeren Maße durch Waldflächen im Süden. Das Gewässer ist Teil des Naturschutzgebiets ‚Ihlsee und Ihlwald‘ und ist zudem Teil des FFH-Gebiets ‚NSG Ihlsee und Ihlwald‘ (DE-2027-301; MELUR 2015). Der Ihlsee lässt sich aktuell auf Grund der Sichttiefe sowie der Chlorophyll a- und Gesamtphosphorgehalte als mesotrophes Gewässer einordnen (Lenzowski & Jensen 2016). Unter den zehn landes- und bundesweit gefährdeten Makrophyten des Ihlsees befinden sich neben *Littorella uniflora* und *Isoetes lacustris* auch das einzige Vorkommen in Schleswig-Holstein von *Lobelia dortmanna* (Tab. 1). Während *Littorella uniflora* am Ihlsee noch in den gesamten Flachwasserbereichen des Sees häufig ist, gibt es von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* aktuell nur noch ausgeprägte Bestände am Nordufer des Sees (Abb. 5B). Die ehemals dichten Bestände von *Lobelia dortmanna* am Südufer sind hier auf einige wenige Einzelexemplare zurückgegangen. Im Jahr 2006 konnte am Ihlsee noch die letzte Population in Schleswig-Holstein von *Ranunculus reptans* (Ufer-Hahnenfuß)

nachgewiesen werden, dessen Vorkommen aber im Jahr 2013 nicht wiedergefunden wurden. Aktuell gilt diese Population demnach als verschollen. Insgesamt wurden im Ihlsee im Jahr 2013 19 Makrophytenarten identifiziert. Nach FFH-Richtlinie ist der Ihlsee durch einen guten Erhaltungszustand (B) charakterisiert (Abb. 2B; Stuhr et al. 2007; Stuhr et al. 2013).

**Tab. 1: Ermittelte Makrophytenarten in der Armleuchteralgenzone, Tauchblattzone und Schwimmblattzone des Ihlsees bei Bad Segeberg im Jahr 2013. Neben dem Wissenschaftlichen Namen und Deutschen Namen ist der jeweilige Gefährdungsstatus (RL=Rote Liste) der Art für Schleswig-Holstein und Deutschland angegeben. 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3=gefährdet, V=Vorwarnliste. Daten aus: Stuhr et al. (2013). Für die Quellenangaben der Roten Listen der Armleuchteralgen, Gefäßpflanzen und Moosen siehe Stuhr et al. (2013).**

Zone	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL SH	RL D
Armlauchteralgenzone	<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armlauchteralge		
	<i>Chara virgata</i>	Feine Armlauchteralge		
	<i>Nitella flexilis</i>	Biigsame Armlauchteralge	3	3
	<i>Nitella translucens</i>	Schimmernde Glanzleuchteralge	1	2
Tauchblattzone	<i>Elatine hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Tännel	2	3
	<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadel-Sumpfbirse	2	3
	<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		
	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Gewöhnlicher Wassernabel		
	<i>Isoetes lacustris</i>	See-Brachsenkraut	1	2
	<i>Juncus bulbosus</i>	Zwieble-Birse	V	
	<i>Littorella uniflora</i>	Europäischer Strandling	1	2
	<i>Lobelia dortmanna</i>	Wasserlobelie	1	1
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Wechselblütiges Tausendblatt	1	2
	<i>Pilularia globulifera</i>	Pillenfarn	1	3
	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Laichkraut		
	<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		
	<i>Potamogeton gramineus</i>	Grasartiges Laichkraut	1	2
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsenes Laichkraut			
Schwimmblattzone	<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerosen		
	<i>Persicaria amphibia</i>	Wasser-Knöterich		

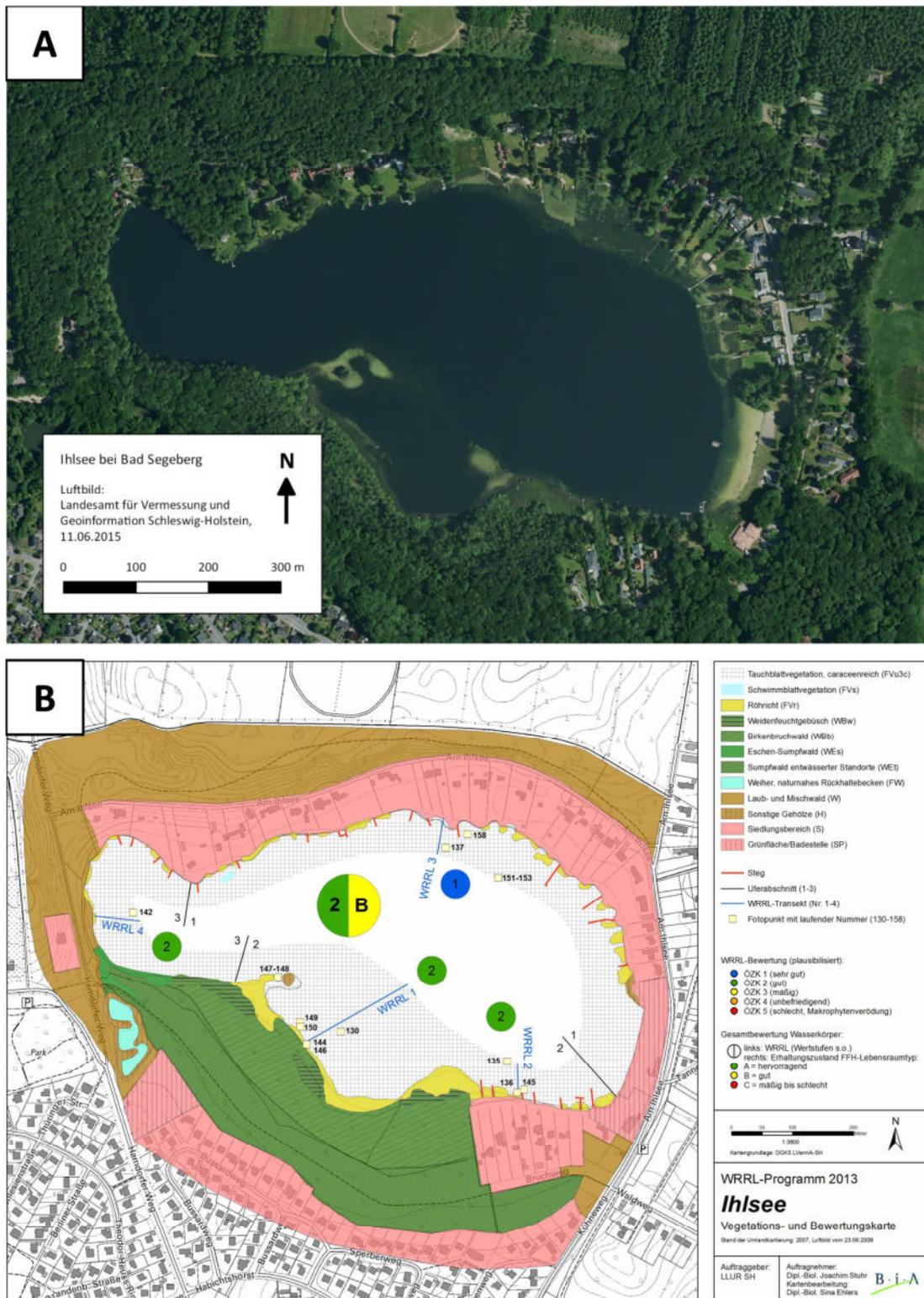


Abb. 2: Luftbild des Ihlsees bei Bad Segeberg in Schleswig-Holstein (A) und Vegetations- und Bewertungskarte des Ihlsees nach dem Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten nach Wasserrahmenrichtlinie 2000 (B). Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 11.06.2015. Vegetations- und Bewertungskarte: Stühr et al. (2013).

### 2.2.2 Bültsee bei Kosel

Der Bültsee liegt nordwestlich von Eckernförde in Schleswig-Holstein (Abb. 3A) und ist Teil des Naturschutzgebiets ‚Bültsee und Umgebung‘ und des FFH-Gebiets ‚Großer Schnaaper See, Bültsee und anschließende Flächen‘ (DE-1524-391). Das Einzugsgebiet ist 1,9 km<sup>2</sup> groß und die seenahen Flächen sind durch extensive Grünlandbewirtschaftung geprägt (Abb. 3B). Der See hat eine Fläche von 19,8 ha und eine maximale Tiefe von 13,4 m. Auf 2/3 der 2,4 km langen Uferlinie erfolgt eine Beweidung mit Galloway-Rindern, um die im Uferbereich entwickelten Röhrichte zurückzudrängen (Stuhr et al. 2013; MELUR 2015). Der Bültsee lässt sich aktuell auf Grund der Sichttiefe sowie der Chlorophyll a- und Gesamtphosphorgehalte als mesotrophes Gewässer einordnen (Lenzewski & Jensen 2016). Das Gewässer weist eine durchgehend entwickelte Tauchblattvegetation unterschiedlicher Dichte auf, wobei die flachen Uferbereiche meist durch *Littorella uniflora* besiedelt sind. Am Bültsee finden sich acht landes- und bundesweit gefährdete Makrophyten, darunter fünf Arten der Rote Liste Schleswig-Holsteins Kategorie 1 ‚vom Aussterben bedroht‘. Insgesamt wurden im Bültsee 15 Makrophytenarten identifiziert (Tab. 2). Nach FFH-Richtlinie ist der Bültsee durch einen guten Erhaltungszustand (B) charakterisiert (Abb. 3B; Stuhr et al. 2013).

**Tab. 2:** Ermittelte Makrophytenarten in der Armleuchteralgenzone, Tauchblattzone und Schwimmblattzone des Bültsees bei Kosel im Jahr 2013. Neben dem Wissenschaftlichen Namen und Deutschen Namen ist der jeweilige Gefährdungsstatus (RL=Rote Liste) der Art für Schleswig-Holstein und Deutschland angegeben. 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3=gefährdet, V=Vorwarnliste, +=regional stärker gefährdet. Daten aus: Stuhr et al. (2013). Für die Quellenangaben der Roten Listen der Armleuchteralgen, Gefäßpflanzen und Moosen siehe Stuhr et al. (2013).

Zone	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL SH	RL D	Bemerkung
ArMLEUCHTERALGEN- zone	<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge			inkl. C. cf. <i>globularis</i>
	<i>Chara virgata</i>	Feine Armleuchteralge			inkl. C. cf. <i>virgata</i>
	<i>Nitella cf. flexilis</i>	Biegsame Glanzleuchteralge	3	3	
TAUCHBLATTZONE	<i>Calliergonella cuspidata</i>	Spießmoos			
	<i>Elatine hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Tännel	2	3	
	<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadel-Sumpfbirse	2	3	
	<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest			
	<i>Juncus bulbosus</i>	Zwiebel-Birse	V		
	<i>Littorella uniflora</i>	Europäischer Strandling	1	2	
	<i>Leptodictyum riparium</i>	Moos			
	<i>Luronium natans</i>	Froschkraut	1	2+	Anpflanzung in 2008
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Wechselblütiges Tausendblatt	1	2	
	<i>Pilularia globulifera</i>	Pillenfarne	1	3	
	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Berchtolds Zwerg-Laichkraut			
<i>Potamogeton gramineus</i>	Grasartiges Laichkraut	1	2		
SCHWIMMBLATT- zone	<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose			
	<i>Percaria amphibia</i>	Wasser-Knöterich			

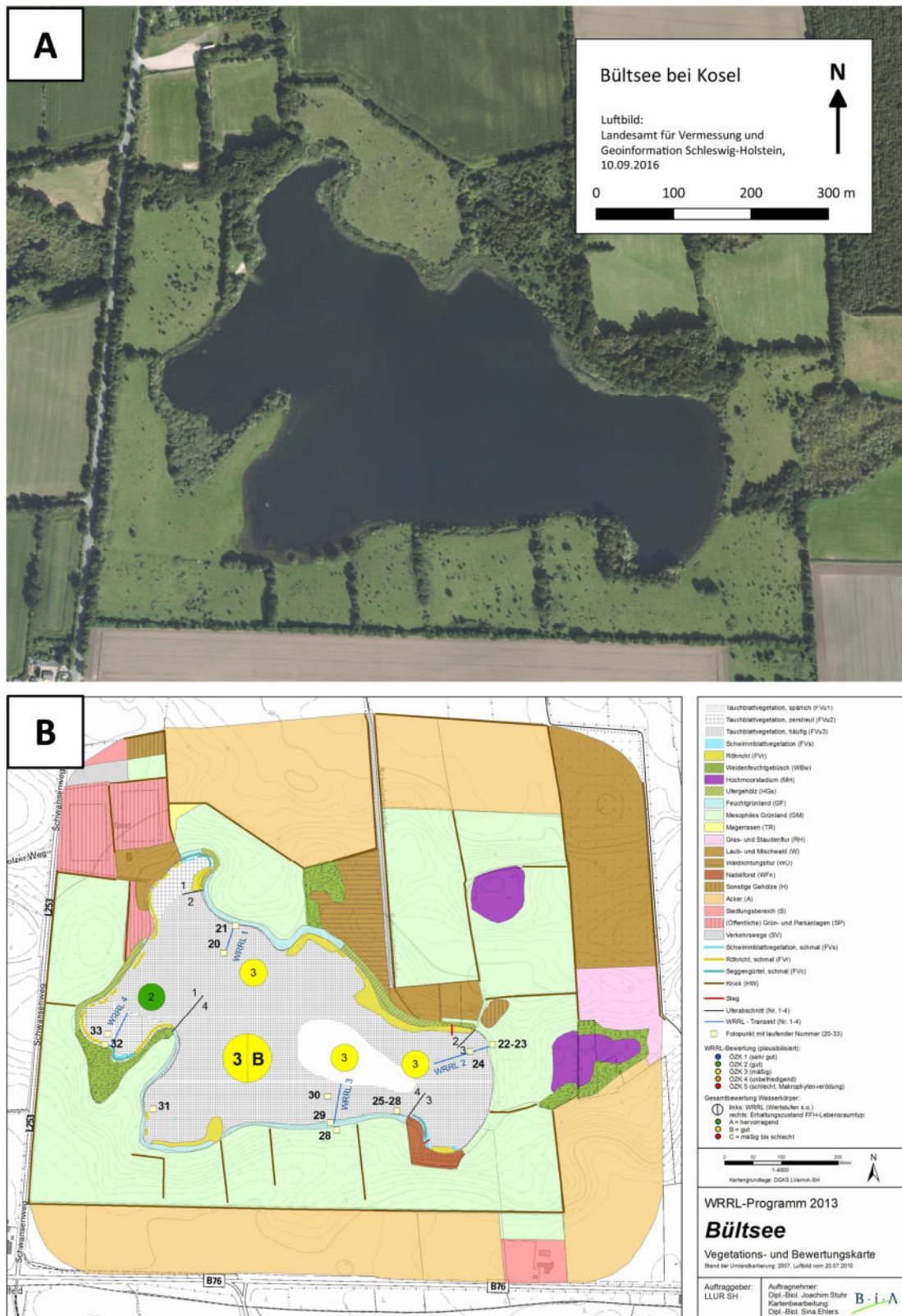


Abb. 3: Luftbild des Bültsees bei Kosel in Schleswig-Holstein (A) und Vegetations- und Bewertungskarte des Bültsees nach dem Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten nach Wasserrahmenrichtlinie 2013 (B). Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 10.09.2016. Vegetations- und Bewertungskarte: Stühr et al. (2013).

### 3 Quantifizierung der Auswirkungen von Fraß- und Wühltätigkeiten auf Isoetiden (Modul 2)

#### 3.1 Einleitung

Wühltätigkeiten benthivorer Fische können vielfältige abiotische und biotische Effekte auslösen. Für Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) ist bekannt, dass es durch Wühltätigkeiten direkt zu einer Destabilisierung des Sediments und weiterhin zu einer Verwirbelung und Verdriftung von Sedimentpartikeln kommen kann. Als Folge kann sich der Anteil von gelöstem Sauerstoff, der pH-Wert und die Lichtverfügbarkeit verringern, während sich der Anteil gelöster Nähr- und Feststoffe im Wasser erhöhen kann. Durch den direkten Fraß können Zooplankton- und Makroinvertebratengesellschaften negativ beeinflusst werden und durch Aufwirbelung des Sediments können Makrophyten entwurzelt und verdriftet werden (Huser & Bartels 2015). Durch Fraßaktivitäten von Wasservögeln können ähnlich abiotische und biotische Effekte, wie sie für benthivore Fische beschrieben sind, ausgelöst werden, wobei die stärksten Effekte für Makrophyten durch den direkten Fraß und in geringerem Maße durch Tritt hervorgerufen werden (Chaichana et al. 2011; Wood et al. 2012). Es ist zu vermuten, dass negative Effekte durch eine Verwirbelung des Sediments für Makrophyten durch Wasservögel weniger stark ausgeprägt sind. Inwiefern sich Fraß- und Wühltätigkeiten von Wasservögeln und benthivorer Fische auf Isoetiden auswirken, ist bislang nicht untersucht worden.

Am Ihlsee bei Bad Segeberg wurden in den letzten Jahren z.T. starke Rückgänge der Vorkommen der Isoetiden *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* festgestellt, wobei der Rückgang von *Littorella uniflora* weniger stark im Vergleich zu den anderen beiden Arten war. Es wird vermutet, dass zum einen Wühltätigkeiten benthivorer Fische, z.B. durch Karpfen, durch Aufwirbelung des Sediments zu einem Entwurzeln von Isoetiden geführt haben könnten. Weiterhin können auch Fraßtätigkeiten von Wasservögeln und Krebsen zu einer Schädigung von Pflanzen geführt haben (Stuhr et al. 2013). Im Rahmen dieses Projekts wurden am Ihlsee zwei Freilandexperimente mit dem Ziel der Quantifizierung der Auswirkungen von Fraß- und Wühltätigkeiten auf Makrophyten durchgeführt. Um den Einfluss dieser Fraß- und Wühltätigkeiten auf etablierte Bestände von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* zu untersuchen, wurde in den Jahren 2016 und 2017 ein Exclosureexperiment am Nordufer des Ihlsees durchgeführt (Kapitel 3.2). Es wurde untersucht, ob es durch Fraß- und Wühltätigkeiten zu einem Verlust von Pflanzen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* kommt. In einem zweiten Exclosureexperiment in den Flachwasserbereichen im Osten des Ihlsees, wurde von 2016 bis 2018 der Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten analysiert (Kapitel 3.3). Es wurde untersucht, ob es in geschützten Bereichen zu einer stärkeren Etablierung von Makrophyten auf Grund von fehlender Störung durch Wasservögel, Fische und Krebse im Vergleich zu nicht geschützten Bereichen kommt.

### 3.2 Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf das Wachstum und die Entwicklung von Isoetiden am Ihlsee bei Bad Segeberg

#### 3.2.1 Methodik

Am Ihlsee bei Bad Segeberg wurde ein zweifaktorielles Experiment zum Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf Isoetiden durchgeführt. Die untersuchten Faktoren waren Art (*Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris*) und Ausschluss (ja und nein [Kontrolle]), wobei jede Faktorenkombination fünfmal repliziert wurde. Der Ausschluss von Fischen und Wasservögeln wurde mit Hilfe von Metallkäfigen simuliert. Insgesamt wurden für diese Untersuchung 10 Metallkäfige und 10 Kontrollflächen im Ihlsee eingerichtet (20 Untersuchungsflächen insgesamt).

Die verwendeten Metallkäfige hatten eine quadratische Grundfläche mit einer Kantenlänge von 92 cm und waren 81 cm hoch. Die Käfige waren an den Seiten und oben mit einem Edelstahlgitter (Dicke 4 mm) mit einer Maschenweite von 37 mm verschlossen, während die Käfige nach unten hin offen waren. Zur besseren Datenerhebung ließ sich das obere Metallgitter als zweiflügliger Deckel öffnen. Zur Einrichtung der Untersuchungsflächen mit einem Metallkäfig (nachfolgend als Käfigflächen bezeichnet; Abb. 4A) wurden die Metallkäfige leicht im Sediment versenkt und zusätzlich mit 30 cm langen Zeltheringen aus Metall im Sediment verankert. Mit Hilfe eines Metallrahmens wurden die Untersuchungsflächen ohne einen Metallkäfig (nachfolgend als Kontrollflächen bezeichnet; Abb. 4B) mit weißen Markierstangen abgesteckt.

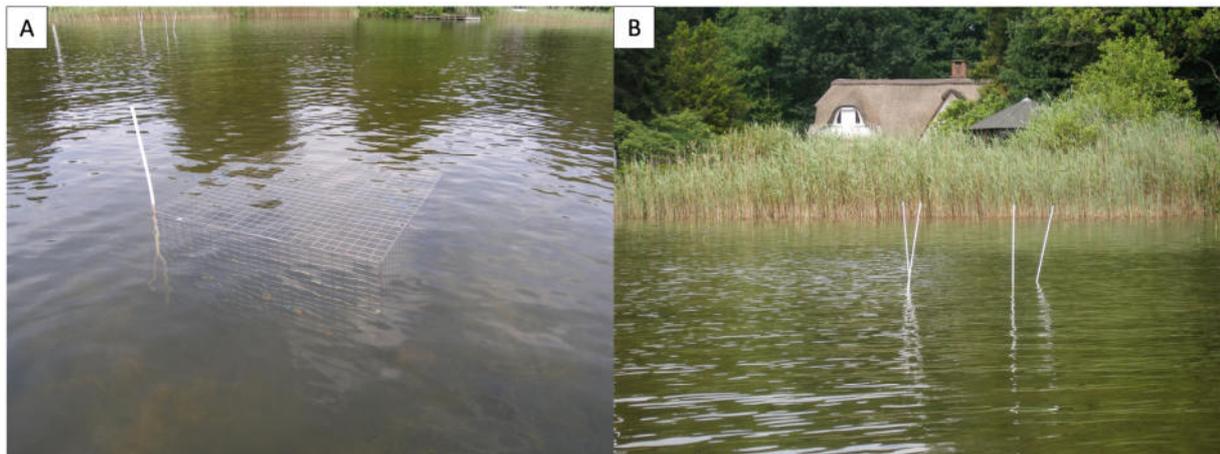


Abb. 4: Eingerichtete Untersuchungsfläche mit einem Metallkäfig im Flachwasserbereich des Ihlsees (A) und eingerichtete Kontrollfläche im Flachwasserbereich des Ihlsees (B). Fotos: Anja Schrader.

Die Untersuchungsflächen wurden am 06. und 07. Juni 2016 in Pflanzenbeständen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* am Nordufer des Ihlsees eingerichtet (Abb. 5A). Mit Hilfe eines Ruderbootes und eines Bootes mit Außenborder wurden die Metallkäfige vom Strandbad im Osten des Sees zu den Pflanzenbeständen im Norden des Ihlsees transportiert. Die Auswahl geeigneter Standorte erfolgte durch Begutachtung der von Stuhr et al. (2013) identifizierten

Pflanzenbestände von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* (Abb. 5B), die von Forschungstauchern der Forschungstauchergruppe der Universität Hamburg durchgeführt wurde. Für die Untersuchung wurden Pflanzenbestände ausgewählt, bei denen nach Einrichtung der Untersuchungsfläche mindestens drei Individuen der jeweiligen Art in der Untersuchungsfläche enthalten sein würden. Nach Einrichtung der Untersuchungsflächen wurden GPS-Koordinaten genommen und die Untersuchungsflächen von *Isoetes lacustris* zusätzlich mit kleinen Bojen in Form von Trinkflaschen markiert.

Eine erste Datenerhebung der Pflanzen und abiotischen Parameter wurde am 7. Juni 2016 durchgeführt. Die Untersuchungsflächen wurden nacheinander aufgesucht und zunächst die Wassertiefe der Pflanzenbestände und die Sichttiefe mittels einer Secchi-Disc gemessen. Anschließend wurden die Pflanzenbestände mittels Unterwasserfotografie dokumentiert sowie eine Wasserprobe mittels eines Wasserschöpfers und eine Sedimentprobe außerhalb der Untersuchungsfläche mit Hilfe eines Stechzylinders entnommen. Aus den Wasser- und Sedimentproben wurden im Labor der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}$  bestimmt (multi-parameter analyzer 18.28 SA, Eijkelkamp). Hierbei erfolgte die Analyse der Sedimentproben nach DIN ISO 10390 (pH in  $\text{CaCl}_2$ ) und DIN ISO 11265 (elektrische Leitfähigkeit) und die Bestimmung des pH-Werts und der elektrischen Leitfähigkeit der Wasserproben erfolgte direkt in der Flüssigkeit. Aus ausgewählten Wasserproben der *Lobelia dortmanna*- und *Isoetes lacustris*-Untersuchungsflächen wurden vom Landeslabor Schleswig-Holstein der Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalt in mg/l bestimmt (Prüfmethode M-1002-XX.DZ8 und M-1003-XX.DZ8). Untersucht wurden Wasserproben vom 07.06.2016, 20.09.2016, 23.05.2017, 04.09.2017 sowie extra entnommene Wasserproben vom 31.05.2018. Die Analyse dieser Wasserproben erfolgte gebündelt im Sommer 2018, wobei die Wasserproben hierfür bis zur Analyse bei 21 °C tiefgefroren wurden.

Weitere Datenerhebungen erfolgten am 21./22. Juli und 19./20. September 2016 sowie am 22./23. Mai, 24./25. Juli, 04./05. September und 11./12. Oktober 2017. Auf Grund der Ablagerung einer Detritusschicht und Makrophytenauflage auf den Metallkäfigen und in den Untersuchungsflächen wurden die Metallkäfige und die einzelnen Pflanzenindividuen der beiden Arten (in beiden Typen von Untersuchungsflächen) zunächst am ersten Tag der Datenerhebung (21. Juli und 19. September 2016 sowie 22. Mai, 24. Juli, 04. September und 11. Oktober 2017) mit einem Pinsel von der Detritusschicht und Makrophytenauflage befreit. Dies war notwendig, da die einzelnen Pflanzenindividuen auf den angefertigten Unterwasserfotos ansonsten nicht zu identifizieren waren. Am zweiten Tag der Datenerhebung (22. Juli und 20. September 2016 sowie 23. Mai, 25. Juli, 05. September und 12. Oktober 2017) erfolgten dann die Aufnahme der Unterwasserfotos und die Entnahme der Wasser- und Sedimentproben. Zur besseren Identifizierung der einzelnen Pflanzen wurden diese bei der zweiten Datenerhebung mit kleinen Holzstäben markiert. Am 24. Juli 2017 wurden die Untersuchungsflächen von *Lobelia dortmanna* leicht versetzt und neu eingerichtet, da in den Untersuchungsflächen nur noch sehr wenige *Lobelia dortmanna*-Pflanzen vorhanden waren. Für *Lobelia dortmanna* gibt es somit zwei Datenreihen (07. Juni 2016 bis 25. Juli 2017 und 25. Juli 2017 bis 12. Oktober 2017). Das Experiment wurde mit der letzten Datenerhebung im Oktober 2017 beendet.

Die Unterwasserfotos der Datenerhebungen wurden am Computer ausgewertet, wobei die Anzahl Pflanzen je Untersuchungsfläche bestimmt und daraus zusätzlich die Mortalität in % je Untersuchungsfläche berechnet wurde. Bei der Berechnung der Mortalität wurde der Verlust von Pflanzen in Bezug zu der, in den Untersuchungsflächen enthaltenen, Gesamtanzahl Pflanzen zu Beginn des Experiments gesetzt. Auf Grund von nicht identifizierbaren Pflanzen in den nicht von Makrophyten und Detritusaufgaben befreiten Untersuchungsflächen bei der ersten Datenerhebung fehlen für *Isoetes lacustris* die Daten vom 06. Juli 2016. Die über die beiden Untersuchungsjahre erhobenen Daten wurden mittels Varianzanalysen (ANOVA mit Messwiederholung) ausgewertet. Die statistische Auswertung sowie die Grafiken in diesem Bericht wurde mit dem Programm STATISTICA für Windows (StatSoft Inc. 2014) durchgeführt und erstellt.

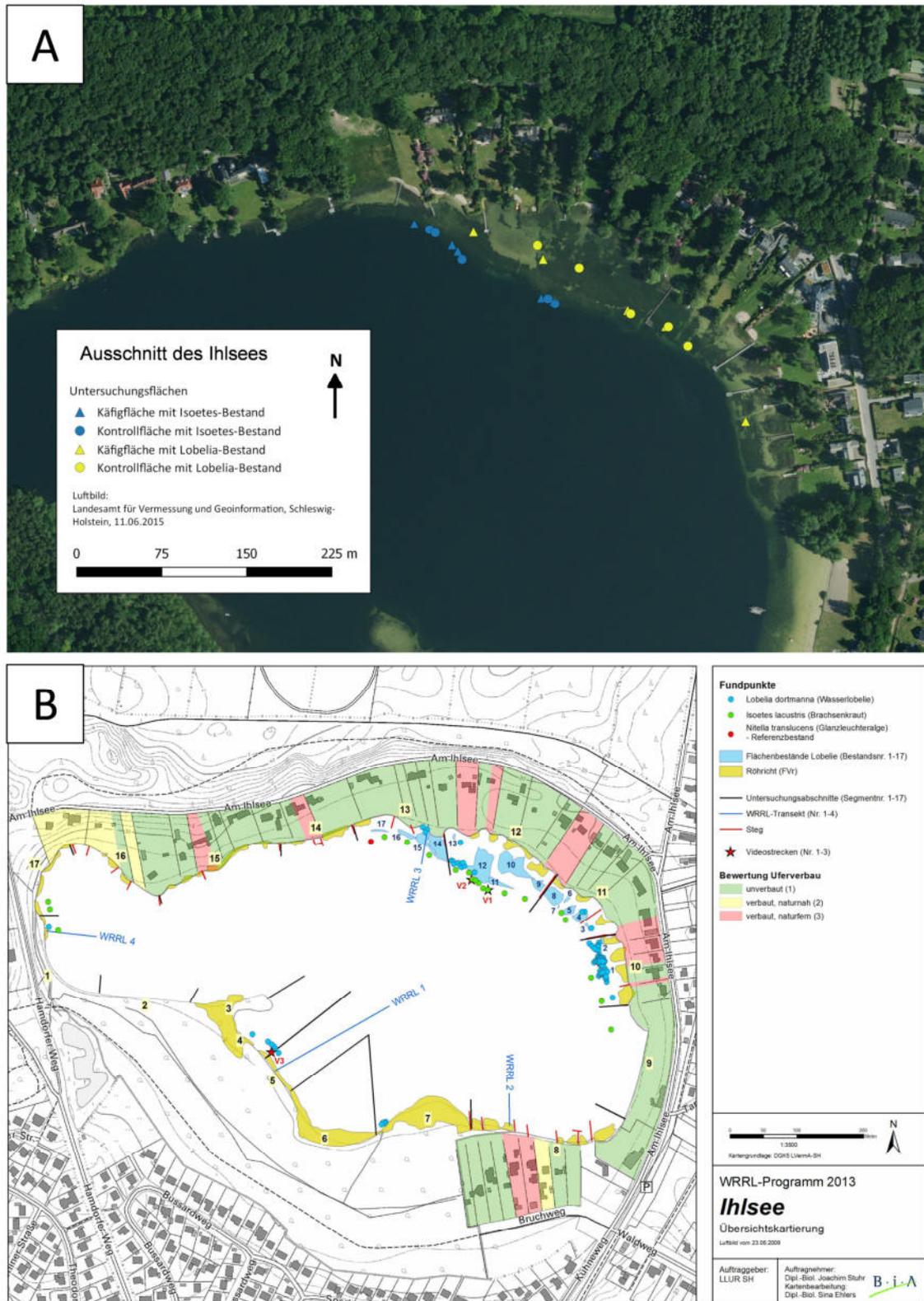


Abb. 5: Lage der Untersuchungsflächen des Experiments zum Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf Isoetiden im nördlichen Flachwasserbereich des Ihlsees (A). Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 11.06.2015. Monitoringergebnisse der lebensraumtypischen Arten am Ihlsee für die FFH-Richtlinie aus dem Jahr 2013 (B). Dargestellt sind Bestände von *Lobelia dortmanna* (blau) und *Isoetes lacustris* (grün). Für *Lobelia dortmanna* sind kleine Bestände bis 6 m<sup>2</sup> (Punkte) und größere Bestände ab 6 m<sup>2</sup> (Flächen) getrennt dargestellt. Quelle: Stühr et al. (2013).

### 3.2.2 Ergebnisse

#### *Lobelia dortmanna*

In der 1. Datenreihe von *Lobelia dortmanna* vom 07. Juni 2016 bis 24. Juli 2017 wurde eine kontinuierliche Abnahme der Anzahl Pflanzen und somit eine kontinuierliche Zunahme der Mortalität in beiden Typen von Untersuchungsflächen beobachtet (Abb. 6A und B). Während in 2016 höhere Anzahlen an Pflanzen von *Lobelia dortmanna* in den Käfigflächen im Vergleich zu den Kontrollflächen auftraten, wiesen in 2017 die Kontrollflächen höhere Anzahlen an Pflanzen auf. Die Mortalität in % war in 2016 für beide Typen von Untersuchungsflächen mit  $18,1 \pm 32,5\%$  und  $21,0 \pm 30,5\%$  am 22. Juli und  $44,7 \pm 47,3\%$  und  $49,1 \pm 42,1\%$  am 20. September auf einem ähnlichen Niveau. In 2017 zeigten sich höhere Mortalitäten in den Käfigflächen ( $76,6 \pm 29,0\%$  und  $100,0 \pm 0,0\%$ ) im Vergleich zu den Kontrollflächen ( $56,8 \pm 44,8\%$  und  $81,7 \pm 29,6\%$ ). Die statistische Auswertung ergab höchst signifikante Unterschiede in der Anzahl Pflanzen ( $F=12,6$ ;  $p<0001$ ) und der Mortalität in % ( $F=13,0$ ;  $p<0,001$ ) von *Lobelia dortmanna* zwischen den Beprobungsterminen, wobei keine Unterschiede zwischen den Käfig- und Kontrollflächen (Anzahl Pflanzen:  $F=0,01$ ;  $p=n.s.$ , Mortalität:  $F=0,2$ ;  $p=n.s.$ ) ermittelt wurden (jeweils mehrfaktorielle ANOVA mit Messwiederholung).

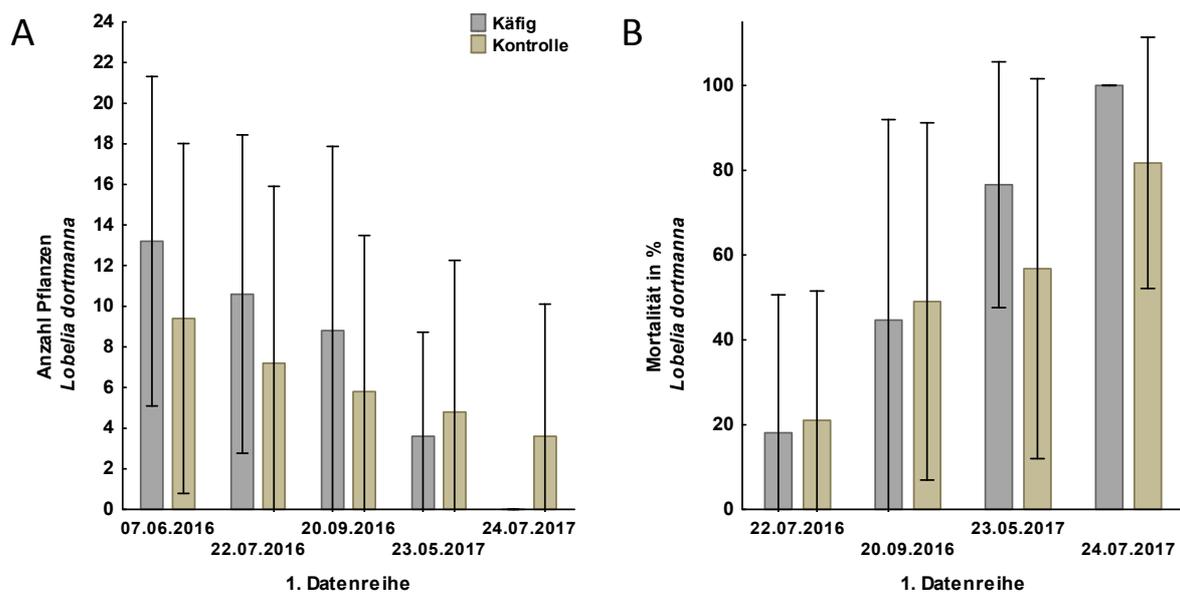


Abb. 6: Anzahl Pflanzen (A) und Mortalität in % (B) von *Lobelia dortmanna* in den Käfig- und Kontrollflächen der 1. Datenreihe (07.06.2016 bis 24.07.2017). Mittelwert und Standardabweichung sind dargestellt.

In der 2. Datenreihe von *Lobelia dortmanna* vom 25.07.2017 bis 12.10.2017 wurde in den Käfigflächen eine Abnahme der Anzahl Pflanzen von  $18 \pm 13$  auf  $11 \pm 14$  festgestellt, während die Anzahl Pflanzen in den Kontrollflächen einheitlich zwischen  $21 \pm 24$  und  $19 \pm 25$  war (Abb. 7A). Dieses Ergebnis spiegelt sich auch in der Mortalität der *Lobelia dortmanna*-Pflanzen wieder, die in den Käfigflächen von  $9,8 \pm 20,6\%$  am 05.09.2017 auf  $44,0 \pm 38,9\%$  am 12.10.2017 anstieg. Im gleichen Zeitraum stieg die Mortalität in den Kontrollflächen nur leicht von  $16,7 \pm 37,3\%$  auf  $19,3 \pm 36,0\%$  an (Abb. 7B). Die statistische Auswertung ergab hoch signifikante Unterschiede in

der Anzahl Pflanzen ( $F=8,7$ ;  $p<0,01$ ) und signifikante Unterschiede der Mortalität in % ( $F=8,1$ ;  $p<0,05$ ) zwischen den Beprobungsterminen (jeweils mehrfaktorielle ANOVA mit Messwiederholung). Hingegen wurden keine signifikante Unterschiede in der Anzahl Pflanzen ( $F=0,1$ ;  $p=n.s.$ ) und Mortalität in % ( $F=0,2$ ;  $p=n.s.$ ) zwischen den Käfig- und Kontrollflächen festgestellt. Die Anzahl Pflanzen unterschied sich signifikant zwischen dem 1. und 3. Beprobungstermin (Tukey HSD Test).

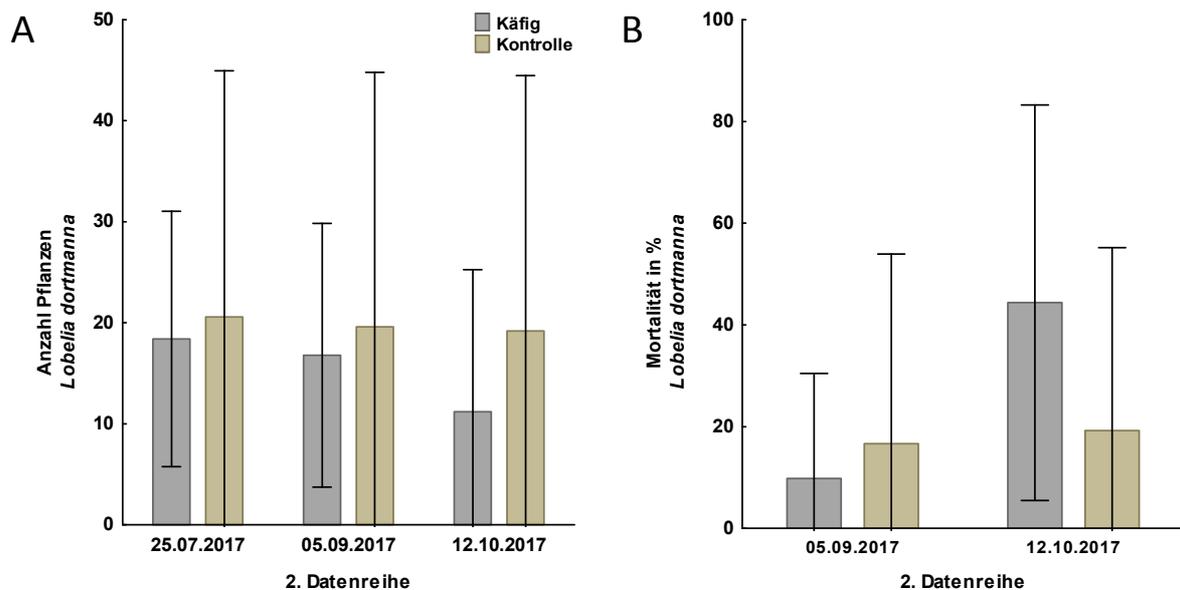
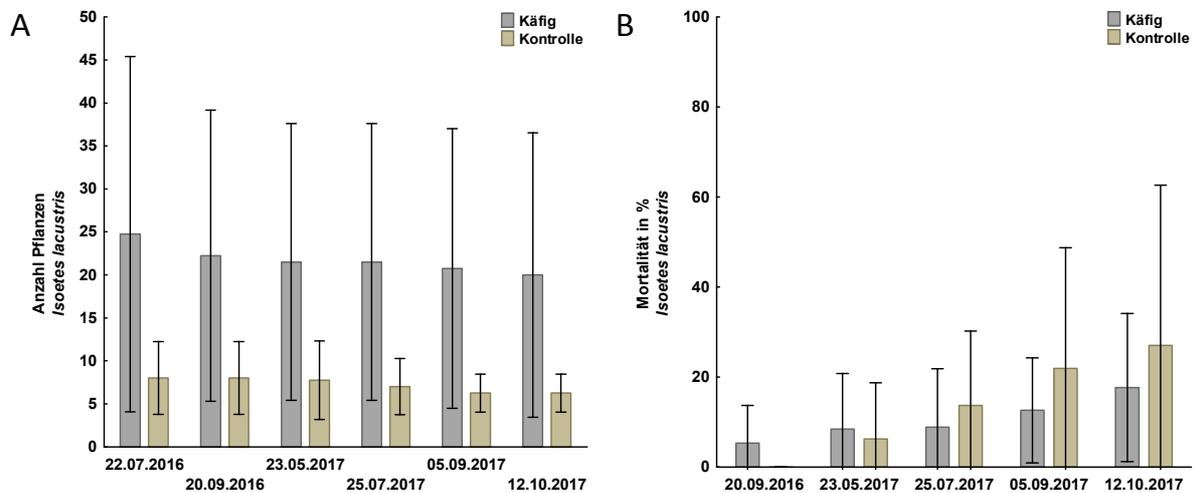


Abb. 7: Anzahl Pflanzen (A) und Mortalität in % (B) von *Lobelia dortmanna* in den Käfig- und Kontrollflächen der 2. Datenreihe (25.07.2017 bis 12.10.2017). Mittelwert und Standardabweichung sind dargestellt.

#### *Isoetes lacustris*

Vom 22.07.2016 bis zum 12.10.2017 kam es in beiden Typen von Untersuchungsflächen zu einer leichten Abnahme der Anzahl Pflanzen von *Isoetes lacustris*, wobei in den Käfigflächen die Anzahl Pflanzen von  $25\pm 21$  auf  $20\pm 17$  und in den Kontrollflächen von  $8\pm 4$  auf  $6\pm 2$  Pflanzen abnahm (Abb. 8A). Umgerechnet in den Verlust von Pflanzen je Untersuchungsfläche ergibt sich für die Käfigflächen eine Zunahme der Mortalität von  $5,3\pm 8,4\%$  am 20. September 2016 auf  $17,7\pm 16,5\%$  am 12. Oktober 2017 im Vergleich zu der ermittelten Anzahl Pflanzen in den Untersuchungsflächen am 22. Juli 2016. Hingegen lag die Mortalität in den Kontrollflächen am 20. September 2017 im Vergleich zum 22. Juli 2016 bei 0%. Die Mortalität stieg jedoch bis zum 12. Oktober 2017 auf  $27,1\pm 35,6\%$  an (Abb. 8B). Die statistische Auswertung ergab signifikante Unterschiede in der Anzahl *Isoetes lacustris*-Pflanzen zwischen den Beprobungsterminen ( $F=3,0$ ;  $p<0,05$ ; mehrfaktorielle ANOVA mit Messwiederholung), wobei sich die Anzahl Pflanzen signifikant zwischen dem 1. und 6. Beprobungstermin unterschied (Tukey HSD Test). Auch die Mortalität in % unterschied sich signifikant zwischen den Beprobungsterminen ( $F=2,9$ ;  $p<0,05$ ; mehrfaktorielle ANOVA mit Messwiederholung), wobei sich die Mortalität am 20. September 2016 signifikant von der Mortalität am 12. Oktober 2017 unterschied (Tukey HSD Test). Sowohl in der Anzahl Pflanzen als auch in der Mortalität in % von *Isoetes lacustris* wurden keine

signifikanten Unterschiede zwischen den Käfig- und Kontrollflächen ermittelt (jeweils mehrfaktorielle ANOVA mit Messwiederholung).



**Abb. 8:** Anzahl Pflanzen (A) und Mortalität in % (B) von *Isoetes lacustris* in den Käfig- und Kontrollflächen vom 22.07.2016 bis 12.10.2017. Mittelwert und Standardabweichung sind dargestellt.

Weiterhin konnten keine Unterschiede in der Mortalität von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* im jahreszeitlichen Verlauf bei Betrachtung der Mortalitäten im Vergleich zu der jeweils vorherigen Datenerhebung festgestellt werden.

#### Abiotische Verhältnisse

Der pH-Wert im Seewasser des Ihlsees ist von  $6,4 \pm 0,2$  am 07. Juni 2016 kontinuierlich auf  $8,8 \pm 0,1$  am 05. September 2017 angestiegen. In der darauffolgenden Datenerhebung am 12. Oktober 2017 war der pH-Wert mit  $7,0 \pm 0,0$  deutlich niedriger. Vom 06. Juni 2016 bis zum 12. Oktober 2017 lag der pH-Wert im Sediment zwischen  $5,6 \pm 0,1$  und  $7,1 \pm 0,2$ , wobei der höchste Wert am 22. Juli 2016 ermittelt wurde (Abb. 9A). Die statistische Auswertung ergab höchst signifikante Unterschiede des pH-Werts im Seewasser ( $F=321,3$ ;  $p<0,001$ ) und im Sediment ( $F=50,7$ ;  $p<0,001$ ) zwischen den Beprobungsterminen (jeweils ANOVA mit Messwiederholung). Hierbei wurden keine signifikanten Unterschiede des pH-Werts im Seewasser zwischen dem 2. und 4. sowie zwischen dem 3. und 4. Beprobungstermin ermittelt. Der pH-Wert im Sediment unterschied sich nicht signifikant zwischen dem 1. und 3. Beprobungstermin. Des Weiteren wurden zwischen dem 4., 5., 6. und 7. Beprobungstermin keine signifikanten Unterschiede im pH-Wert des Sediments festgestellt (jeweils Tukey HSD Test).

Die elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  des Seewassers schwankte in 2016 zwischen  $114,7 \pm 3,4 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $158,0 \pm 19,6 \mu\text{S}/\text{cm}$ , während in 2017 einheitlichere Werte zwischen  $124,0 \pm 0,4 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $132,3 \pm 5,1 \mu\text{S}/\text{cm}$  ermittelt wurden. Im Sediment wurden zwischen dem 07. Juni 2016 und 12. Oktober 2017 elektrische Leitfähigkeiten zwischen  $31,2 \pm 11,6 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $66,5 \pm 34,4 \mu\text{S}/\text{cm}$  ermittelt (Abb. 9B). Es wurden höchst signifikante Unterschiede der elektrischen Leitfähigkeit im Seewasser ( $F=62,2$ ;  $p<0,001$ ) und im Sediment ( $F=7,1$ ;  $p<0,001$ ) zwischen den Beprobungsterminen festgestellt (jeweils ANOVA mit Messwiederholung). Für das

Jahr 2017 wurden keine signifikanten Unterschiede (mit Ausnahme der 5. und 7. Beprobung) der elektrischen Leitfähigkeiten im Seewasser ermittelt. Die elektrische Leitfähigkeit im Sediment am 22. Juli 2016 unterschied sich signifikant von den ermittelten Werten der anderen Beprobungen (jeweils Tukey HSD Test).

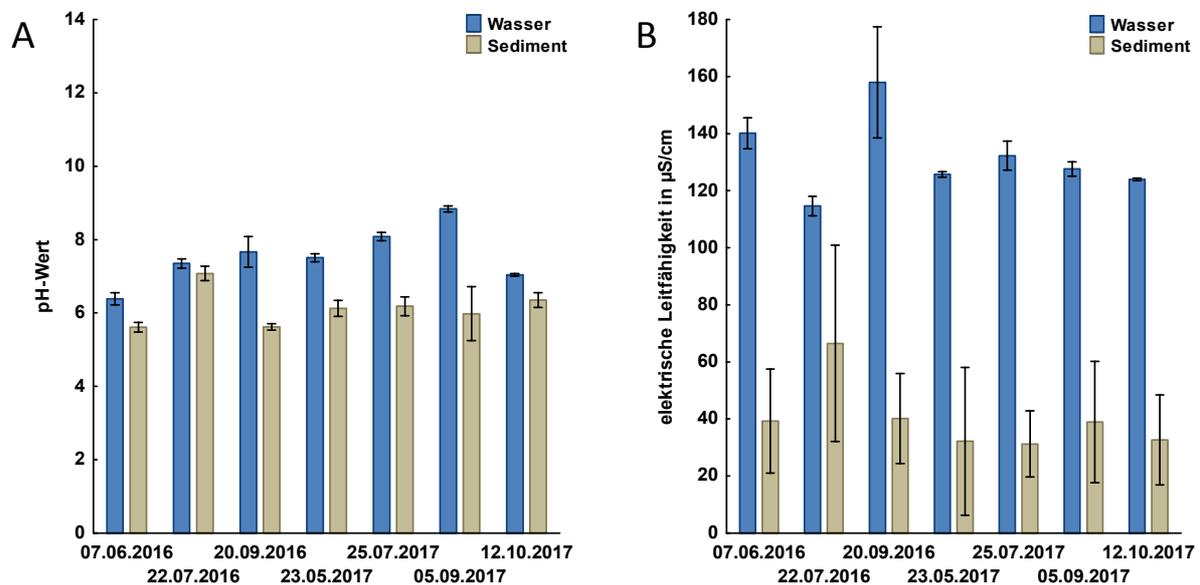


Abb. 9: pH-Wert (A) und elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S/cm}$  (B) der Untersuchungsflächen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* zum Zeitpunkt der sieben Datenerhebungen (07.06., 22.07. und 20.09.2016 sowie 23.05., 25.07., 05.09. und 12.10.2017), getrennt nach Sediment und Wasser. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung, wobei die Daten der beiden Arten sowie der Käfig- und Kontrollflächen zusammengefasst dargestellt sind.

Die ermittelten Gesamtstickstoffgehalte des Seewassers liegen zwischen 0,39 und 1,1mg/l, wobei auffällig ist, dass die Werte vom 07.06.2016 und 20.09.2016 deutlich breiter streuen als die Werte der restlichen Datenerhebungen (Abb. 10A). Auch bei den Gesamtphosphorgehalten des Seewassers zeigt sich eine breite Streuung der Werte vom 07.06.2016, während die Werte der anderen Datenerhebungen weniger streuen. Die ermittelten Gesamtphosphorgehalte liegen für die analysierten Datenerhebungen zwischen 0,0065 und 0,06mg/l (Abb. 10B). Für beide Parameter sind keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* erkennbar.

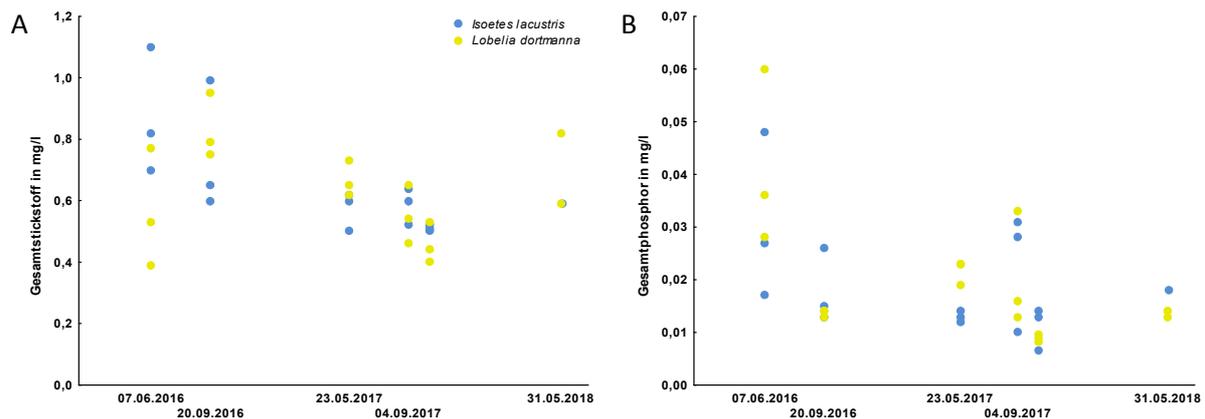


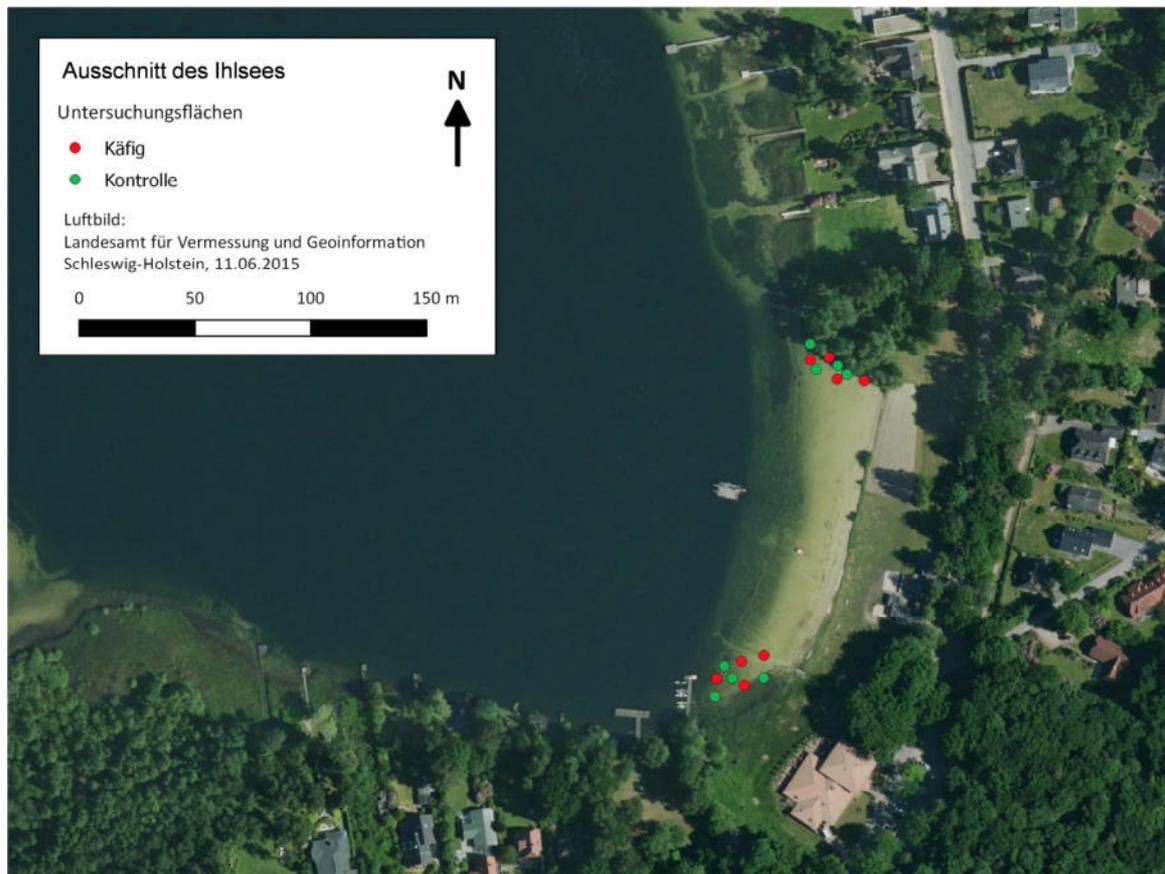
Abb. 10: Gesamtstickstoff in mg/l (A) und Gesamtphosphor in mg/l (B) ausgewählter Wasserproben der Untersuchungsflächen von *Isoetes lacustris* (blau) und *Lobelia dortmanna* (gelb).

### 3.3 Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten am Ihlsee bei Bad Segeberg

#### 3.3.1 Methodik

Im Uferbereich des Strandbades am Ihlsee wurde im Jahr 2016 ein zweifaktorielles Experiment zum Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten eingerichtet. Die untersuchten Faktoren waren Schutzzone (ja und nein [Kontrolle]) und Lokalität (Nord [nördlich des Strandbades] und Süd [südlich des Strandbades]), wobei jede Faktorenkombination viermal repliziert wurde. Insgesamt wurden für diese Untersuchung acht Metallkäfige und acht Kontrollflächen (siehe Kapitel 3.2.1) im Ihlsee eingerichtet (16 Untersuchungsflächen insgesamt).

Die Untersuchungsflächen wurden am 08. Juni 2016 in vegetationsfreie Uferbereiche nördlich und südlich des Strandbades am Ihlsees eingerichtet (Abb. 11). Die Untersuchungsflächen wurden durch das Wasser watend eingerichtet, wobei die Lage geeigneter Standorte randomisiert ausgewählt wurde. Nach Einrichtung der Untersuchungsflächen wurden GPS-Koordinaten genommen. Am 17. Mai 2018 wurden vier zusätzliche Untersuchungsflächen (für jede Faktorenkombination eine Untersuchungsfläche) eingerichtet.



**Abb. 11:** Lage der Untersuchungsflächen des Experiments zum Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten in den nördlich und südlich des Strandbades gelegenen Flachwasserbereichen des Ihlsees. Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 11.06.2015.

Eine erste Datenerhebung abiotischer Parameter wurde am 08. Juni 2016 durchgeführt. Die Untersuchungsflächen wurden nacheinander aufgesucht und zunächst die Wassertiefe der Untersuchungsflächen gemessen. Anschließend wurden eine Wasserprobe aus den Untersuchungsflächen und eine Sedimentprobe außerhalb der Untersuchungsfläche mit Hilfe eines Stechzylinders entnommen. Aus den Wasser- und Sedimentproben wurden im Labor der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bestimmt (multi-parameter analyzer 18.28 SA, Eijkelkamp). Hierbei erfolgte die Analyse der Sedimentproben nach DIN ISO 10390 (pH in  $\text{CaCl}_2$ ) und DIN ISO 11265 (elektrische Leitfähigkeit) und die Bestimmung des pH-Werts und der elektrischen Leitfähigkeit der Wasserproben erfolgte direkt in der Flüssigkeit.

Weitere Datenerhebungen erfolgten am 18. Juli und 20. Oktober 2016, 24. Mai und 05. September 2017 sowie am 17. Mai, 26. Juni, 23. Juli, 16. August, 18. September und 15. Oktober 2018. Neben der Erhebung der abiotischen Parameter wurden an diesen Terminen auch alle in den Untersuchungsflächen aufgelaufenen Makrophytentaxa mit ihren jeweiligen Deckungsanteilen bestimmt, wobei deren Bestimmung nach van de Weyer et al. (2011) und Jäger (2017) erfolgte. Armleuchteralgen wurden auf Grund der schwierigen Bestimmung im Gelände als *Characeen* zusammengefasst. Am 17. Mai 2018 konnte die Vegetation auf Grund eines starken Aufkommens von Fadenalgen in den Untersuchungsflächen nicht erhoben werden. Bei den

Datenerhebungen wurden die Metallkäfige zunächst mit einem Handfeger von angeschwemmtem Pflanzenmaterial an den Seitenflächen befreit. Dies war notwendig, da diese Auflage den Durchfluss des Wassers durch den Metallkäfig behindert hätte. Bei den Kontrollflächen wurde ebenfalls an den Markierstangen anhaftendes Pflanzenmaterial entfernt.

Aus den Vegetationsdaten wurde für jede Untersuchungsfläche die Anzahl Taxa und die Anzahl Makrophyten nach van de Weyer et al. (2011) berechnet. Die Parameter Anzahl Taxa, Anzahl Makrophyten, pH-Wert (getrennt nach Seewasser und Sediment), elektrische Leitfähigkeit (getrennt nach Seewasser und Sediment) und Wassertiefe der Untersuchungsflächen wurden mit mehrfaktoriellen ANOVAs auf Unterschiede zwischen den Lokalitäten (nördlich und südlich des Strandbades), dem Typ der Untersuchungsflächen (Käfig- und Kontrollfläche) und den Datenerhebungen getestet. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm STATISTICA für Windows (StatSoft Inc. 2014).

Am 24. Mai 2017 wurden in zwei Untersuchungsflächen experimentell einige Pflanzen von *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* gepflanzt, um eine mögliche Wiederansiedlung der drei Arten zu untersuchen, wobei jeweils eine Kontroll- und eine Käfigfläche ausgewählt wurde. Um gute Lichtbedingungen für die Pflanzen zu gewährleisten, wurden Untersuchungsflächen mit einem niedrigen Wasserstand ausgewählt. Der Wasserstand der Kontroll- und Käfigfläche betrug bei Pflanzung 40 cm und 35 cm. Insgesamt wurden 8, 10 und 13 Pflanzen der drei Isoetiden eingepflanzt und jeweils mit einem kleinen Holzstab markiert. Die Wurzeln der Pflanzen wurden vorsichtig mit dem Finger in das Sediment gedrückt. Um einen besseren Halt der Wurzeln zu gewährleisten, wurden das Sediment und die Pflanzen mit den Fingern angedrückt. Während die *Littorella uniflora*-Pflanzen als auf der Wasseroberfläche treibende Pflanzen gesammelt wurden, stammten die *Isoetes lacustris*- und *Lobelia dortmanna*-Pflanzen aus den Beständen der beiden Arten vom Nordufer des Ihlsees, wobei die *Lobelia dortmanna*-Pflanzen als nahezu vollständig entwurzelte Pflanzen aus dem Sediment gesammelt wurden. Am 05. September 2017 sowie an allen Datenerhebungen im Jahr 2018 wurden die Untersuchungsflächen kontrolliert und das Vorkommen jeder einzelnen Pflanze überprüft. Am 23. Juli 2018 wurden zusätzlich jeweils sechs *Littorella uniflora*-Pflanzen (Landform) an den Begrenzungszaun im Norden und Süden des Strandbades gepflanzt und die Vorkommen der Pflanzen bei den darauffolgenden Datenerhebungen kontrolliert.

#### 3.3.2 Ergebnisse

In den Untersuchungsjahren wurden sowohl in beiden Schutzzonenvarianten (Tab. 3) als auch an beiden Lokalitäten Pflanzenindividuen in den Untersuchungsflächen nachgewiesen, wobei insgesamt 25 verschiedene Taxa identifiziert wurden. Die höchsten Stetigkeiten und auch Deckungsanteile (nicht dargestellt) wies hierbei *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt) auf. Weiterhin traten *Characeae*n häufig in den Untersuchungsflächen auf, wobei *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge) die am häufigsten vertretene Armeleuchteralge war. Während in den Jahren 2016 und 2017 überwiegend Makrophyten in den Untersuchungsflächen identifiziert wurden, traten im Jahr 2018 zum Ende der Vegetationsperiode verstärkt terrestrische Arten, wie *Cirsium*(Kratzdistel)- und *Epilobium*(Weidenröschen)-Arten oder *Taraxacum* sect.

*Ruderalia* (Wiesen-Kuhblume-Gruppe) in den Untersuchungsflächen auf. Grund hierfür ist das Abfallen des Wasserstandes des Ihlsee und daraus folgend das Trockenfallen von einigen Untersuchungsflächen (vgl. Abb. 14). In einigen trockenengefallenen Untersuchungsflächen konnte sich *Littorella uniflora* ansiedeln.

Die Anzahl Taxa in den Untersuchungsflächen stieg im Mittel sowohl in den Käfig- als auch in den Kontrollflächen während der Untersuchung an (Abb. 12A), wobei insgesamt nur eine geringe Anzahl Taxa (im Mittel zwischen 0 und 4 Taxa) in den Untersuchungsflächen festgestellt wurde. Auch die Anzahl Makrophyten stieg zunächst in den Käfig- und Kontrollflächen bis Mitte 2018 an, nahm dann jedoch bis zum Ende der Untersuchung im Oktober 2018 wieder ab (Abb. 12B). Auch die Anzahl Makrophyten war in den Untersuchungsflächen im Mittel nur sehr gering (zwischen 0 und 2 Makrophytenarten). Sowohl die Anzahl Taxa als auch die Anzahl Makrophyten unterschied sich signifikant zwischen dem Typ der Untersuchungsfläche ( $F=5,6$ ,  $p<0,05$  und  $F=9,0$ ,  $p<0,01$ ) und zwischen den Datenerhebungen ( $F=5,0$ ,  $p<0,001$  und  $F=9,0$ ,  $p<0,001$ ). Hingegen konnten keine signifikanten Unterschiede in den Parametern zwischen den beiden Lokalitäten ( $F=0,3$ ,  $p=0,572$  und  $F=1,3$ ,  $p=0,264$ ) festgestellt werden (jeweils mehrfaktorielle ANOVA). Im Mittel wiesen die Käfigflächen eine signifikant höhere Anzahl Taxa und Anzahl Makrophyten im Vergleich mit den Kontrollflächen auf (jeweils HSD-Test für ungleiche n).

**Tab. 3: Identifizierte Pflanzenartentaxa in den Käfig- und Kontrollflächen. Angegeben sind neben dem wissenschaftlichen Namen und deutschen Namen die Stetigkeit in % der Taxa getrennt nach den Käfig- und Kontrollflächen für die zehn Datenerhebungen (n=82). Nomenklatur der Taxa nach Jäger (2017).**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Stetigkeit (%)	
		Käfigfläche	Kontrollfläche
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	Grau-Erle	2	1
<i>Carex</i> spec.	Segge	2	0
Characeae	Armleuchteralge	55	49
<i>Cirsium</i> spec.	Kratzdistel	2	0
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	Nadel-Sumpfsimse	2	4
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Kanadische Wasserpest	21	1
<i>Epilobium</i> spec.	Weidenröschen	2	1
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Wassernabel	1	0
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Gewöhnliches Ferkelkraut	0	1
<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binse	5	2
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	1	0
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch.	Europäischer Strandling	4	2
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Wechselblütiges Tausendblatt	80	79
<i>Ornithopus perpusillus</i> L.	Kleiner Vogelfuß	2	0
<i>Persicaria</i> spec.	Knöterich	2	0
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Gewöhnliches Schilf	0	4
Poaceae	Süßgras	2	1
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	Berchtold-Laichkraut	2	13
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Krauses Laichkraut	2	0
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Gras-Laichkraut	20	0
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Durchwachsenes Laichkraut	4	0
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner, H. Øllg. et Štěpánek	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	0	1
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Rohrkolben	2	0
<i>Salix alba</i> L.	Silber-Weide	7	1
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Sumpf-Teichfaden	4	4
	Keimling unbestimmt	9	7
	Rosettenpflanze	2	1

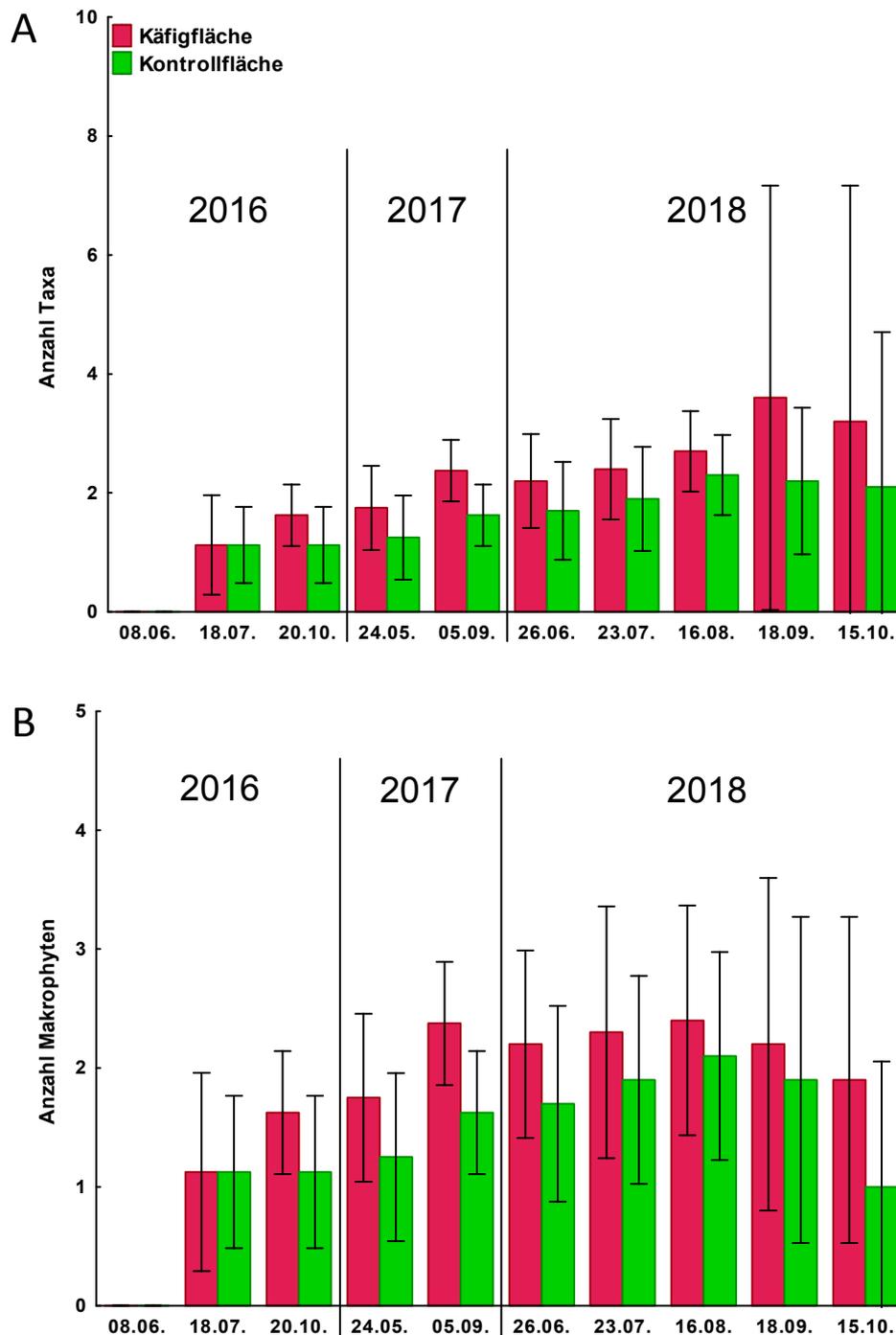


Abb. 12: Anzahl Taxa (A) und Anzahl Makrophyten (B) der Käfig- und Kontrollflächen nördlich und südlich des Strandbades zum Zeitpunkt der Datenerhebungen (08.06., 18.07. und 20.10.2016, 24.05. und 05.09.2017 sowie 26.06., 23.07., 16.08., 18.09. und 15.10.2018). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung, wobei die Daten des nördlichen und südlichen Bereichs zusammengefasst dargestellt sind. Am 17.05.2018 konnte auf Grund eines sehr starken Fadenalgen Aufkommens in den Untersuchungsflächen keine Vegetationserhebungen durchgeführt werden.

Während die pH-Werte des Seewassers in 2016 mit Werten zwischen  $6,3 \pm 0,2$  und  $6,6 \pm 0,1$  auf einem einheitlichen Niveau lagen, wurden im Mai 2017 mit  $7,3 \pm 0,1$  und September 2017 mit  $8,8 \pm 0,1$  höhere pH-Werte festgestellt. Hingegen schwankte der pH-Wert im Sediment in beiden Jahren zwischen  $5,4 \pm 0,3$  und  $7,3 \pm 0,2$ , wobei im Juli 2016 die höchsten pH-Werte ermittelt

wurden. Im Jahr 2018 wurden sowohl im Seewasser (zwischen  $7,8 \pm 0,1$  und  $8,4 \pm 0,2$ ) als auch im Sediment ( $5,8 \pm 0,4$  und  $6,2 \pm 0,3$ ) einheitliche pH-Werte festgestellt (Abb. 13A). Die statistische Auswertung ergab höchst signifikante Unterschiede der pH-Werte im Seewasser zwischen den Lokalitäten ( $F=48,7$ ,  $p<0,001$ ) und den Datenerhebungen ( $F=454,8$ ;  $p<0,001$ ; mehrfaktorielle ANOVA), wobei in den Untersuchungsflächen südlich des Strandbades signifikant höhere pH-Werte festgestellt wurden (HSD-Test für ungleiche n). Auch die ermittelten pH-Werte im Sediment unterschieden sich höchst signifikant zwischen den beiden Lokalitäten ( $F=47,7$ ,  $p<0,001$ ) und zwischen den Datenerhebungen ( $F=46,9$ ,  $p<0,001$ ; mehrfaktorielle ANOVA), allerdings wurden im Sediment die signifikant höheren pH-Werte in den Untersuchungsflächen nördlich des Strandbades gefunden (HSD-Test für ungleiche n).

Die elektrische Leitfähigkeit schwankte im Seewasser in 2016 zwischen  $141,2 \pm 1,6 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $157,1 \pm 3,9$ , während in 2017 einheitliche Werte von  $125,2 \pm 0,4 \mu\text{S}/\text{cm}$  im Mai und  $124,4 \pm 0,5 \mu\text{S}/\text{cm}$  im September ermittelt wurden. Auch im Jahr 2018 wurden einheitliche elektrische Leitfähigkeiten im Seewasser gemessen (zwischen  $133,1 \pm 1,4$  und  $137,5 \pm 2,4 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). Im Vergleich hierzu wurden in 2016 und 2017 deutlich niedrigere Leitfähigkeiten im Sediment festgestellt, die zwischen  $18,0 \pm 6,1 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $50,9 \pm 14,3 \mu\text{S}/\text{cm}$  für beide Untersuchungsjahre schwankten. Im Jahr 2018 wurden hingegen sehr einheitliche elektrische Leitfähigkeiten im Sediment (zwischen  $36,2 \pm 19,3$  und  $44,1 \pm 16,9 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) gemessen (Abb. 13B). Es wurden höchst signifikanten Unterschiede in der elektrischen Leitfähigkeit im Seewasser zwischen den Datenerhebungen ( $F=150,9$ ,  $p<0,001$ ) ermittelt (mehrfaktorielle ANOVA). Hingegen unterschied sich die elektrische Leitfähigkeit im Sediment höchst signifikant zwischen den beiden Lokalitäten ( $F=25,9$ ,  $p<0,001$ ) und zwischen den Datenerhebungen ( $F=6,0$ ,  $p<0,001$ ; mehrfaktorielle ANOVA). Hierbei wurden an den Untersuchungsflächen südlich des Strandbades signifikant höhere elektrische Leitfähigkeiten gemessen (HSD-Test für ungleiche n).

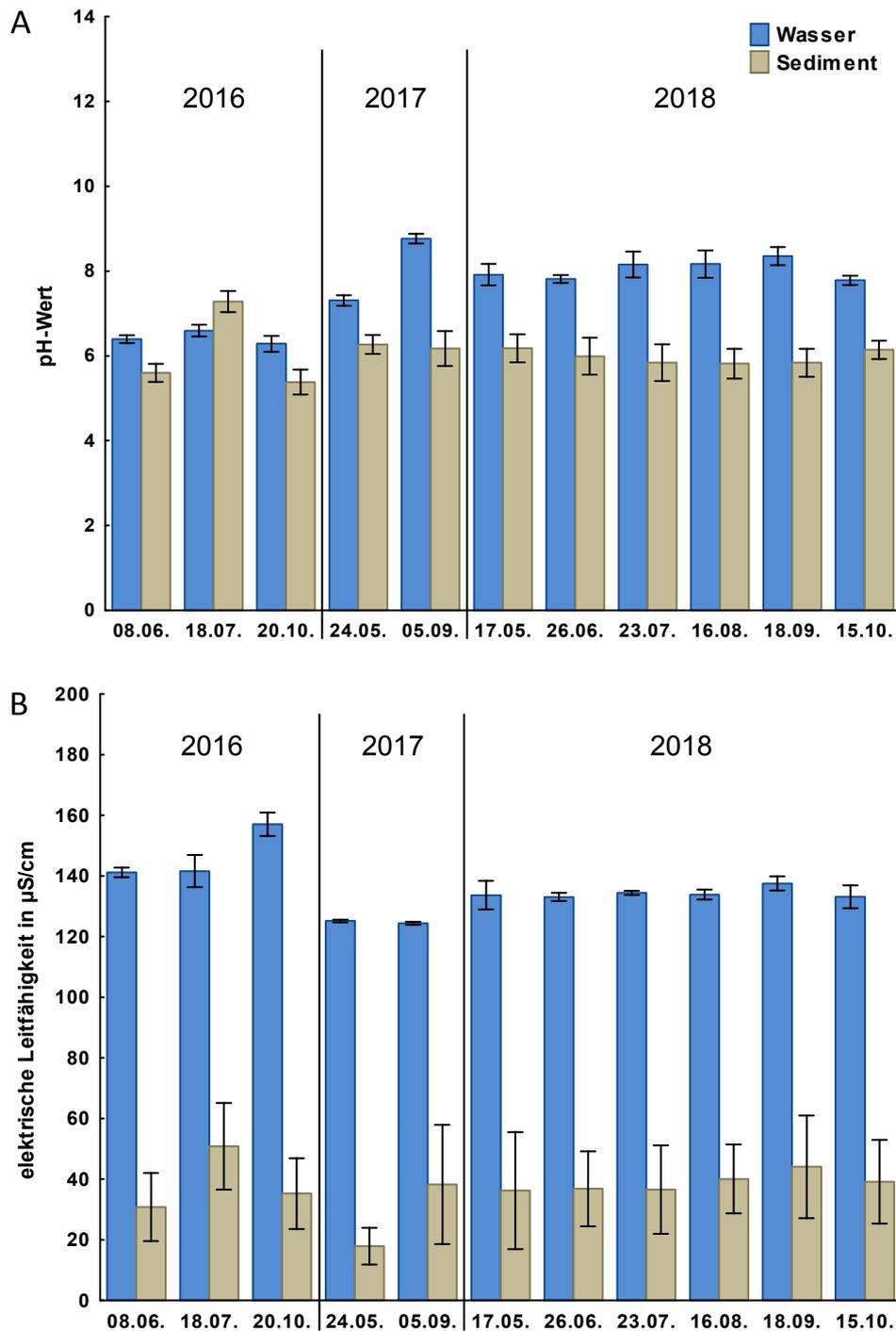


Abb. 13: pH-Wert (A) und elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (B) der Untersuchungsflächen nördlich und südlich des Strandbades zum Zeitpunkt der Datenerhebungen (08.06., 18.07. und 20.10.2016, 24.05. und 05.09.2017 sowie 15.05., 26.06., 23.07., 16.08., 18.09. und 15.10.2018), getrennt nach Wasser und Sediment. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung, wobei die Daten der Käfig- und Kontrollflächen sowie der beiden Lokalitäten zusammengefasst dargestellt sind.

In allen Untersuchungsjahren wurde eine Abnahme der Wassertiefe der Untersuchungsflächen mit Fortdauer der Vegetationsperiode beobachtet (Abb. 14), wobei die Wassertiefe bis zur nächsten Datenerhebung im nächsten Jahr wieder anstieg. Auffällig sind zum einen die niedrigen Wassertiefen im Oktober 2016 (nördlich des Strandbades:  $32 \pm 14$  cm; südlich des Strandbades:  $38 \pm 13$  cm) sowie die starke, kontinuierliche Abnahme der Wassertiefe der Untersuchungsflächen im Jahr 2018 (Abb. 16A und B) von  $47 \pm 13$  auf  $3 \pm 6$  cm (nördlich des Strandbades) und von  $56 \pm 13$  auf  $7 \pm 7$  cm (südlich des Strandbades).

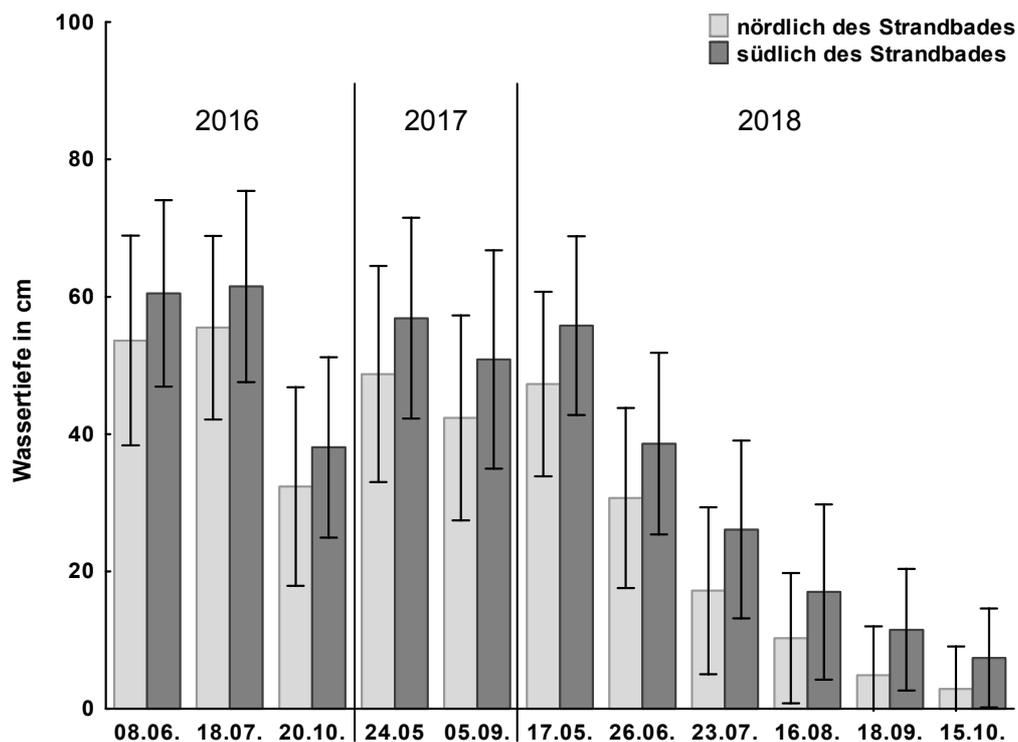


Abb. 14: Wassertiefe in cm der Untersuchungsflächen nördlich und südlich des Strandbades zum Zeitpunkt der Datenerhebungen (08.06., 18.07. und 20.10.2016, 24.05. und 05.09.2017 sowie 15.05., 26.06., 23.07., 16.08., 18.09. und 15.10.2018). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung, wobei die Daten der Käfig- und Kontrollflächen zusammengefasst dargestellt sind.

Am 05. September 2017 wurden in den beiden Untersuchungsflächen noch vier der 31 eingepflanzten Isoetiden wiedergefunden, wobei ein Individuum von *Littorella uniflora* in der Kontrollfläche und drei Individuen von *Lobelia dortmanna* in der Käfigfläche nachgewiesen wurden. Das Individuum von *Littorella uniflora* wurde am 26. Juni 2018 nicht mehr in der Kontrollfläche angetroffen, während bis zum 16. August 2018 alle drei *Lobelia dortmanna*-Individuen in der Käfigfläche angetroffen wurden (Abb. 15A). Mit Beginn des Trockenfallens der Käfigfläche wurden nur noch zwei *Lobelia dortmanna*-Pflanzen am 18. September nachgewiesen (Abb. 15B).

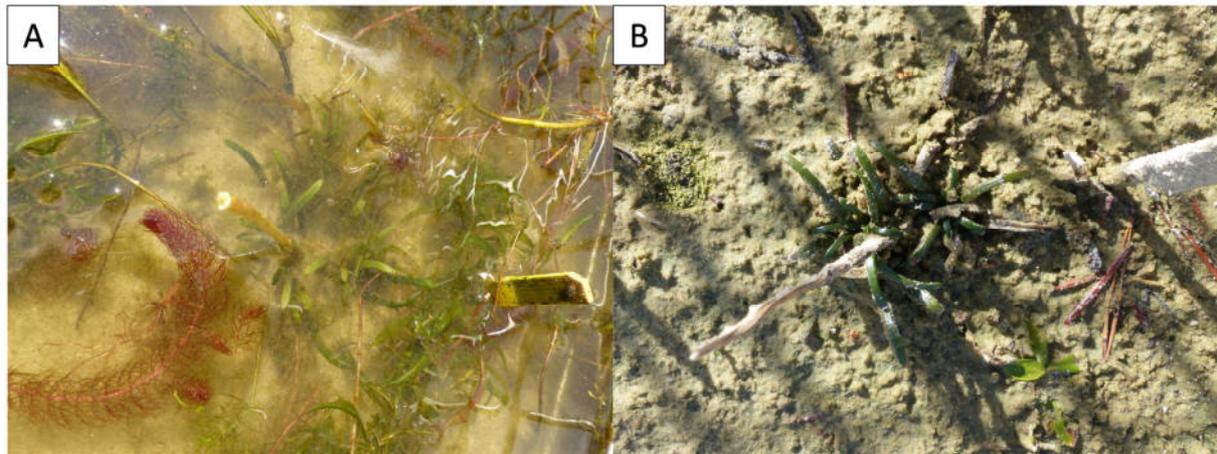


Abb. 15: In einer Käfigfläche eingepflanzte *Lobelia dortmanna*-Pflanzen am 23. Juli 2018 bei bereits niedrigem Wasserstand des Ihlsees (A) und dieselben *Lobelia dortmanna*-Pflanzen am 18. September 2018, wobei die Käfigfläche zwischenzeitlich trockengefallen ist (B). Fotos: Nikola Lenzewski.

Von den zwölf eingepflanzten *Littorella uniflora*-Pflanzen außerhalb der Untersuchungsflächen wurden am 23. Juli 2018 nur noch vier Pflanzen nördlich des Strandbades wieder gefunden. Am 16. August wurden noch drei der *Littorella uniflora*-Pflanzen wieder gefunden und zudem wurden mit dem voranschreitenden Abfall des Wasserstandes des Ihlsees (Abb. 16A und B) zahlreiche nicht angepflanzte *Littorella uniflora*-Jungpflanzen in dem Flachwasserbereich nördlich des Strandbades gefunden (Abb. 16B).

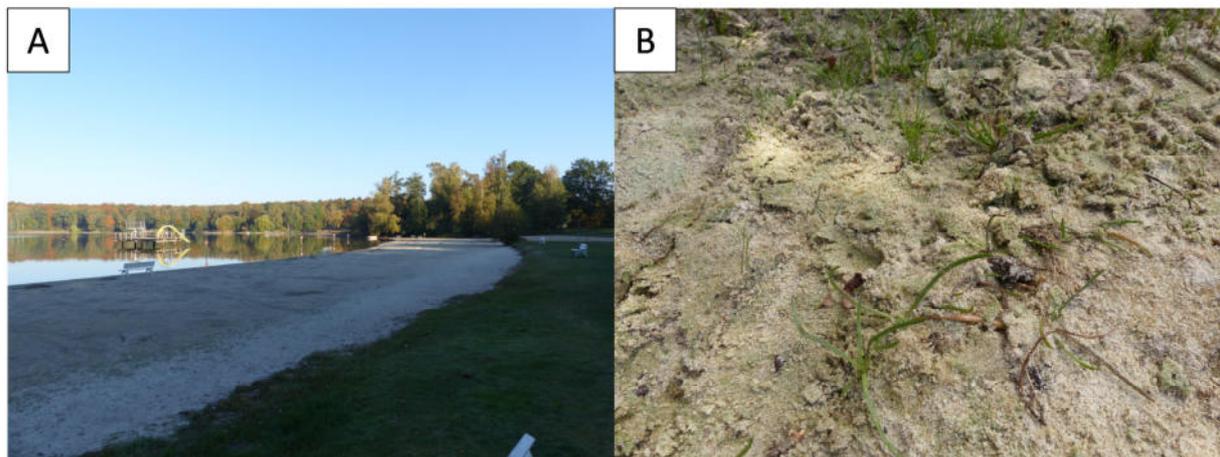


Abb. 16: Trockengefallener Uferbereich beim Strandbad im Osten des Ihlsees am 15. Oktober 2018 (A) und Jungpflanzen von *Littorella uniflora* in den trockengefallenen Uferbereichen beim Strandbad im Osten des Ihlsees am 23. Juli 2018 (B). Fotos: Nikola Lenzewski.

### 3.4 Diskussion

Die Ergebnisse zum Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf das Wachstum und die Entwicklung von Isoetiden zeigen, dass es sowohl in den Käfig- als auch in den Kontrollflächen von *Lobelia dortmanna* (Abb. 6A und B, Abb. 7A und B) und *Isoetes lacustris* (Abb. 8A und B) zu einer Abnahme der Anzahl Pflanzen und einer Zunahme der Mortalität

gekommen ist. Insgesamt wurden für *Lobelia dortmanna* höhere Mortalitäten im Vergleich zu *Isoetes lacustris* festgestellt, wobei für *Lobelia dortmanna* zu Beginn der Untersuchungsreihen höhere Mortalitäten in den Kontrollflächen ermittelt wurden, während zum Ende der Untersuchungsreihen höhere Mortalitäten in den Käfigflächen festgestellt wurden. Für *Isoetes lacustris* zeigt sich ein entgegengesetztes Bild mit zunächst höheren Mortalitäten in den Käfigflächen und anschließenden höheren Mortalitäten in den Kontrollflächen. Neben den untersuchten Effekten von Fischen und Wasservögeln scheinen sich weitere Faktoren negativ auf die untersuchten Arten ausgewirkt zu haben.

Auswirkungen von Fischen und Wasservögeln auf die beiden Isoetiden lassen sich durch den Vergleich der Ergebnisse der beiden Typen von Untersuchungsflächen nicht darstellen. Die verwendeten Metallkäfige haben sich auf Grund der geringen Grundfläche und der Größe der Maschenweite zur Darstellung von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln als ungeeignet erwiesen. Jedoch deuten die zahlreichen Wühlkrater in den Kontrollflächen von *Lobelia dortmanna* auf einen Effekt durch benthivore Fische hin (Abb. 17A). Hingegen scheint der Einfluss von gründelnden Wasservögeln auf die *Lobelia dortmanna*-Bestände am Nordufer gering gewesen zu sein. Neben wenigen Paaren von Höckerschwänen kommen vor allem Graugänse als gründelnde Herbivore am Ihlsee in Frage, wobei letztere vor allem die flachen Uferbereiche um das Strandbad zur Nahrungsaufnahme nutzen. Letzteres beruht auf der Tatsache, dass die Graugänse die flachen Rasenflächen des Strandbades als Schlafplatz nutzen und am frühen Morgen zur Nahrungsaufnahme in die angrenzenden flachen Uferbereiche ausschwärmen (Anlieger mündl.). Zahlreiche während der Untersuchung beobachtete Trittsuren von Gänsen in den flachen Uferbereichen beim Strandbad bestätigen dies. Am Nordufer wurde hingegen keine auffällige Häufung von Trittsuren beobachtet.

Es ist denkbar, dass der Effekt benthivorer Fische zu Beginn der Untersuchung zu höheren Mortalitäten von *Lobelia dortmanna* in den Kontrollflächen im Vergleich zu den Käfigflächen geführt hat. Im Verlauf der Untersuchung könnte dieser Effekt der wühlenden Fische durch andere, negative Effekte überlagert worden sein, so dass es zu einer höheren Mortalität in den Käfigflächen im Vergleich zu den Kontrollflächen gekommen ist. Sehr wahrscheinlich hat die enge Maschenweite der Metallkäfige von 37 mm zu einer eingeschränkten Wasserbewegung innerhalb der Käfige geführt, in deren Folge es zu einer erhöhten Sedimentation von organischem Material gekommen sein könnte. Diese höhere organische Auflage könnte die Pflanzen innerhalb der Metallkäfige negativ in ihrer Physiologie beeinflusst haben, so dass die Pflanzen im Laufe der Untersuchungen aufgrund dieser Schädigung abgestorben sind. Allerdings ist zu erwähnen, dass auch die Pflanzen der Kontrollflächen in geringerem Maße von organischen Auflagen bedeckt waren, so dass auch hier eine negative Beeinflussung der Physiologie wahrscheinlich ist.

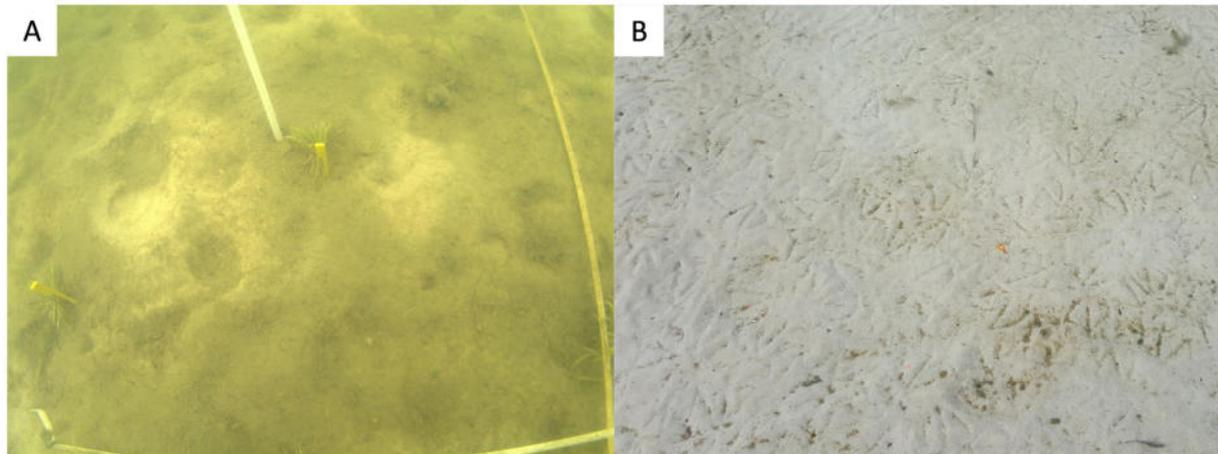


Abb. 17: Wühlkrater in einer Kontrollfläche von *Lobelia dortmanna* am Nordufer des Ihlsees (A) und Tritts Spuren von Wasservögeln in den Flachwasserbereichen beim Strandbad (B). Fotos: Michael Gerkens (A) und Nikola Lenzewski (B).

Ein weiterer Faktor, der sowohl die *Lobelia dortmanna*-Pflanzen der Kontrollflächen und im geringeren Maße auch der Käfigflächen negativ beeinflusst haben könnten, könnten oberflächennahe Wellenbewegungen gewesen sein die zu einer Entwurzelung von Pflanzen geführt haben könnten. Darüber hinaus können auch kleine Herbivore, die durch die gewählte Maschenweite der Metallkäfige nicht ausgeschlossen wurden, zu einem Verlust von *Lobelia dortmanna*-Pflanzen geführt haben.

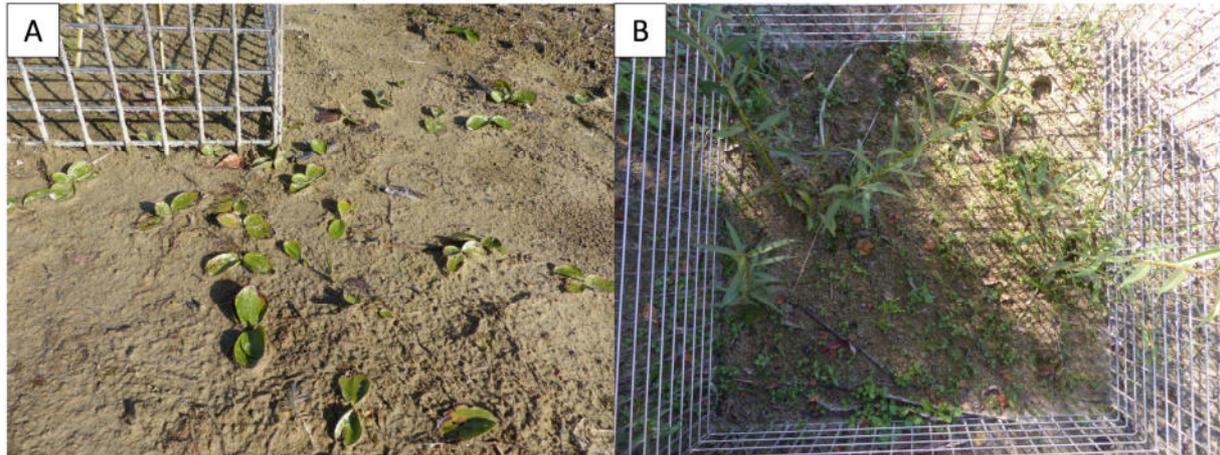
In den Kontrollflächen von *Isoetes lacustris* in ~2m Tiefe konnten im Gegensatz zu den Kontrollflächen von *Lobelia dortmanna* in den flachen Uferbereichen keine Wühlkrater im Sediment identifiziert werden. Somit scheinen benthivore Fische als Ursache für den Verlust von Pflanzen in den Kontrollflächen auszuschließen. Zusätzlich kann auch der Effekt des Entwurzeln von Pflanzen durch starke Wasserbewegung vernachlässigt werden, da Wasserbewegungen in tieferem Wasser im Vergleich zu oberflächennahen Bereichen weniger stark sind. Zudem wurden im Vergleich zu den *Lobelia dortmanna*-Beständen keine nahezu entwurzelnden Pflanzen im Sediment beobachtet. Auf Grund der Tatsache, dass am Ihlsee nur wenige Individuen tauchender, gründelnder Vögel beobachtet wurden (eigene Beobachtung), scheinen diese nur in geringem Maße als Ursache für den Verlust von Pflanzen der *Isoetes lacustris*-Bestände in den Kontrollflächen verantwortlich zu sein. Hingegen konnten (wie auch für *Lobelia dortmanna*) organische Auflagen auf den *Isoetes lacustris*-Pflanzen der Kontrollflächen beobachtet werden, die zu einer negativen Beeinflussung der Physiologie der Pflanzen und somit letztendlich zum Absterben von Pflanzen geführt haben könnten.

Die ermittelten niedrigeren Mortalitäten der Kontrollflächen von *Isoetes lacustris* im Vergleich zu den Kontrollflächen von *Lobelia dortmanna* lassen sich vermutlich dadurch erklären, dass hier wahrscheinlich die organische Auflage als Hauptursache zur Mortalität der Pflanzen beigetragen hat, während für *Lobelia dortmanna* das Zusammenspiel mehrerer Faktoren zu den höheren Mortalitäten geführt hat. Für die Pflanzen innerhalb der Käfigflächen können ebenfalls die stärkeren organischen Auflagen im Vergleich zu den Pflanzen der Kontrollflächen als Ursache für die Mortalität von *Isoetes lacustris* angesehen werden. Warum die Mortalität in den Käfigflächen

zu Beginn der Untersuchung höher war, während zum Ende der Untersuchung die Mortalität in den Kontrollflächen höher war, lässt sich nicht erklären.

Eine Vielzahl der im Ihlsee vorkommenden Makrophytentaxa (Stuhr et al. 2013; vgl. Tab. 1) konnte in den Untersuchungsflächen beim Strandbad nachgewiesen werden, wenn auch z.T. mit geringen Stetigkeiten und Deckungsanteilen. Die gefundenen Makrophytentaxa weisen Ellenberg Stickstoffwerte zwischen 2 und 8 auf (Ellenberg et al. 1991), welche den oligo- bis mesotrophen Zustand des Sees widerspiegeln. Die während der drei Untersuchungsjahre am häufigsten identifizierte Art, *Myriophyllum alterniflorum*, ist an den gesamten Ufern des Ihlsees häufig und bildet z.T. dominante Bestände aus (Stuhr et al. 2013; eigene Beobachtung), so dass es nicht verwunderlich ist, dass diese Art in fast allen Untersuchungsflächen gefunden wurde. Durch das Abfallen des Wasserstandes des Ihlsees im Jahr 2018 (vgl. Abb. 16A und B) ist es jedoch in den trockengefallenen Untersuchungsflächen zum Absterben von *Myriophyllum alterniflorum* und weiteren Makrophytentaxa (z.B. *Characeae*) gekommen. Positiv hat sich dieser Umstand jedoch auf die Etablierung von *Littorella uniflora* (Abb. 16B) und anderen Makrophytentaxa, wie z.B. *Potamogeton*-Arten (Abb. 18A), ausgewirkt. Für *Littorella uniflora* kann von einer spontanen Besiedlung durch Keimung ausgegangen werden, da kein angeschwemmtes Pflanzenmaterial von *Littorella uniflora* in den trockengefallenen Uferbereichen während der Datenerhebungen im Jahr 2018 gefunden wurde. Zudem ist bekannt, dass *Littorella uniflora* eine ausdauernde Diasporenbank (> 50 Jahre) im Sediment aufbauen kann (Arts & van der Heijden 1990; John & Richert 2011), so dass eine natürliche Wiederbesiedlung mehrere Jahrzehnte nach dem Verschwinden der Art möglich ist.

Bei einem Wiederanstieg des Wasserstandes des Ihlsees werden die, in den trockengefallenen Flachwasserbereichen aufgelaufenen, terrestrischen Arten wieder absterben. Hingegen werden sich die entwickelten *Littorella uniflora*-Bestände dauerhaft etablieren und ausbreiten können. Diese positiven Auswirkungen eines sinkenden Wasserstandes und des zeitweise Trockenfallens von Uferbereichen auf *Littorella uniflora* und andere Makrophytenarten sind vielfach beschrieben worden (Robe & Griffiths 1998; Bonis & Grillas 2002; Strang & Dienst 2004). Durch das zeitweise Trockenfallen von Ufern kann es zum Absterben nicht angepasster Arten kommen, wodurch sich die Konkurrenzverhältnisse innerhalb der Vegetation verschieben können. Die nicht besiedelten Uferbereiche können dann von angepassten Arten besiedelt werden und zusätzlich können durch das Trockenfallen Keimungsprozesse induziert werden, in dessen Folge bisher nicht vorhandene Arten in den Uferbereichen auftreten können.



**Abb. 18:** Aufgelaufene Jungpflanzen von *Potamogeton gramineus* im trockenengefallenen Uferbereich beim Strandbad im Osten des Ihlsees am 18. September 2018 (A) und Vegetation einer Käfigfläche dominiert von ruderalen Arten und Gehölzen am 18. September 2018 (B). Fotos: Nikola Lenzewski.

In den Käfigflächen wurde eine höhere Anzahl Taxa (um ca. 30%) und Anzahl Makrophyten (um ca. 100%) im Vergleich zu den Kontrollflächen festgestellt (vgl. Abb. 12A und B). Die Schutzzonen hatten somit einen positiven Effekt auf die Etablierung von Pflanzenarten und im Besonderen auf Makrophytenarten in den flachen Uferbereichen. Grundsätzlich wurde in den Käfigflächen ein stärkerer Eintrag und Verbleiben von eingeschwemmtem Pflanzenmaterial festgestellt. Einige Makrophyten mit einem ausgeprägten vegetativen Wuchs, wie z.B. *Myriophyllum alterniflorum*, könnten sich ausgehend von diesem eingeschwemmten Pflanzenmaterial in den Käfigflächen etabliert haben. Es ist zudem davon auszugehen, dass in den Kontrollflächen ein stärkeres Maß an Störung im Vergleich zu den Käfigflächen aufgetreten ist, in dessen Folge sich weniger Taxa in den Kontrollflächen angesiedelt haben könnten. Zum einen wird dies durch regelmäßig in den Kontrollflächen beobachtete, deutliche Wühlkrater bestätigt. Zum anderen sind einige Kontrollflächen durch Strandbadbesucher betreten worden und deren Markierstäbe z.T. versetzt oder ganz entfernt worden.

Von den im Mai 2017 und Juli 2018 eingepflanzten Isoetiden wurden im Oktober 2018 nur noch wenige Exemplare wiedergefunden. Für die in den Untersuchungsflächen eingepflanzten Isoetiden ist ein starker Wellenschlag, wie beispielsweise am 05. September 2017 beobachtet, als Ursache für den Verlust von Pflanzen anzunehmen. Eventuell waren die Pflanzen beim Auftreten von starken Wellenbewegungen noch nicht genug im Sediment verwurzelt, so dass die Pflanzen als Folge davon ausgerissen wurden. Für die außerhalb der Untersuchungsflächen eingepflanzten *Littorella uniflora*-Pflanzen ist zum einen eine sehr mächtige Auflage aus angeschwemmtem Pflanzenmaterial, welche sich als Folge des abfallenden Wasserstandes auf dem Sediment abgelagert hat, für den Verlust von Pflanzen verantwortlich. Zum anderen kann auch Fraß durch Wasservögel (hauptsächlich Graugänse) als Ursache für das Verschwinden der Pflanzen vermuten werden, da in den Flachwasserbereichen beim Strandbad während der Untersuchung deutliche Trittsuren im Sediment gefunden wurden.

Informationen zu bereits durchgeführten Wiederansiedlungsversuchen von Isoetiden in Deutschland gibt es nur wenige. *Littorella uniflora* wurde im Jahr 2008 am Bodenseeufer bei

Friedrichshafen aus autochthonem Material des Botanischen Garten Konstanz wiederangesiedelt (Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen 2019), jedoch liegen zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichts keine Informationen über den Erfolg der Maßnahme vor. Zudem wird die künstliche Wiederansiedlung von *Littorella uniflora* als schwierig beschrieben (Käsermann & Moser 1999b). Weiterhin wurden am Wollingster See und Silbersee in Niedersachsen (Landkreis Cuxhaven) im Jahr 2015 eine reziproke Wiederansiedlung von einigen Pflanzen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* in flachen Uferbereichen durchgeführt. Im Wollingster See wurden *Isoetes lacustris*-Pflanzen aus dem benachbarten Silbersee wiederangesiedelt und im Gegenzug wurden *Lobelia dortmanna*-Pflanzen aus dem Wollingster See in den Silbersee eingesetzt. Beide Arten galten zum Zeitpunkt der Wiederansiedlung als verschollen im jeweiligen See. Zum Schutz der Pflanzen erfolgte die Wiederansiedlung der Arten in kleinen Schutzkäfigen (Abb. 19). Bereits im ersten Jahr nach der Wiederansiedlung blühten und fruchteten die *Lobelia dortmanna*-Pflanzen im Silbersee, während sich die *Isoetes lacustris*-Pflanzen durch Algenaufwuchs schlecht entwickelten (Förderverein Wollingster See e.V. 2019).

Eine erfolgreiche Anpflanzung von *Lobelia dortmanna* in geeigneten Flachwasserbereichen des Ihlsees scheint somit grundsätzlich möglich, wobei vorab die Frage des Spendermaterials zu klären ist. Auf Grund des starken Rückgangs von *Lobelia dortmanna* in den letzten Jahren, ist eine Anpflanzung im größeren Maßstab nur über eine Anzucht aus Samenmaterial möglich. Eine Anpflanzung von *Isoetes lacustris* gilt als schwierig, da sich die Art nur schlecht kultivieren lässt (Käsermann & Moser 1999a).

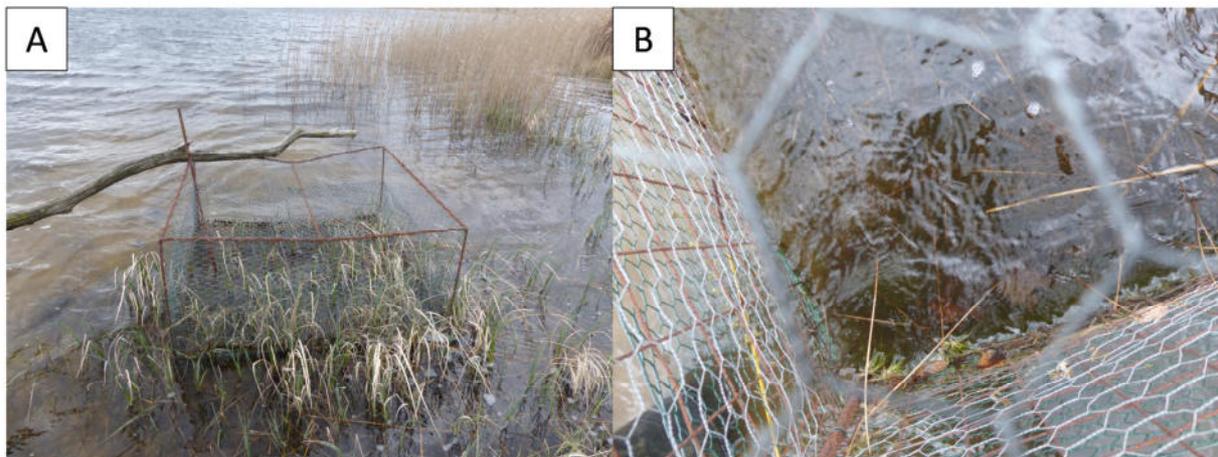


Abb. 19: Käfig zum Schutz von wiederangesiedelten *Isoetes lacustris*-Pflanzen im Wollingster See am 12.04.2017 (A) und auf der Wasseroberfläche treibende *Isoetes lacustris*-Pflanzen in einem Schutzkäfig im Wollingster See am 12.04.2017 (B). Fotos: Nikola Lenzewski.

Die im Rahmen dieses Projekts ermittelten pH-Werte in der Wassersäule des Ihlsees lagen zwischen 6,0 und 9,0 (vgl. Abb. 9A und Abb. 13A) und somit z.T. deutlich höher als die pH-Werte von 5,5 bis 6,8 ausgewählter skandinavischer Strandlingsseen (vgl. Lenzewski & Jensen 2016). Und auch die im Sediment des Ihlsees gemessenen pH-Werte von 5,0 bis 7,5 sind im Vergleich zu anderen europäischen Strandlingsseen deutlich höher (Szmeja 1994). Die ermittelten elektrischen Leitfähigkeiten von 111 bis 175 $\mu$ S/cm (eine einzelne Wasserprobe wies einen Wert von 236 $\mu$ S/cm auf) in der Wassersäule des Ihlsees (Abb. 9B und Abb. 13B) liegen im

vergleichbaren Bereich der festgestellten Leitfähigkeiten für eine Vielzahl von skandinavischen Strandlingsseen (7 bis 198 $\mu$ S/cm), auch wenn die meisten Seen Werte von unter 100 $\mu$ S/cm aufwiesen (Vöge 1997). Die gemessenen Leitfähigkeiten im Sediment des Ihlsee von 11 bis 89 $\mu$ S/cm (vier Wasserproben wiesen einen Wert von über 100 $\mu$ S/cm auf) liegen im ähnlichen Bereich wie die Werte eines polnischen Sees mit Isoetidenvegetation (52 bis 72 $\mu$ S/cm; Szmeja 1994). Die in ausgewählten Wasserproben ermittelten Gesamtstickstoffgehalte von 0,39 bis 1,1mg/l (Abb. 10A) sind im Vergleich zu einem dänischen Strandlingssee mit mittleren Sommerwerten von 0,16mg/l (Frandsen et al. 2012) höher. Die gemessenen Gesamtphosphorgehalte von 0,0065 bis 0,06mg/l (Abb. 10B) sind im Vergleich zu den Gesamtphosphorgehalten von ausgewählten europäischen Strandlingsseen deutlich geringer (Lenzowski & Jensen 2016). Die ermittelten Gesamtphosphorwerte des Ihlsee liegen im Bereich der Kennwerte für die Einordnung des Gewässers als oligotrophes bis eutrophes Gewässer (Riedmüller et al. 2014). Es ist jedoch zu beachten, dass die Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalte aus ungefilterten, eingefrorenen Wasserproben erhoben wurden und die Werte somit nur eingeschränkt vergleichbar sind.

Grundsätzlich weisen die während der Untersuchungen ermittelten elektrischen Leitfähigkeiten in der Wassersäule und im Sediment den Ihlsee als geeignetes Habitat für die in diesem Projekt fokussierten Arten *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* aus. Hingegen deuten die ermittelten pH-Werte in der Wassersäule und im Sediment auf weniger gute Bedingungen für die Arten im Vergleich zu skandinavischen Strandlingsseen hin. Positiv auf das Vorkommen von *Littorella uniflora* hat sich am Ihlsee hingegen das Abfallen des Wasserstandes im Jahr 2018 und somit letztendlich das Trockenfallen von Uferbereichen ausgewirkt, in dessen Folge es zu einer spontanen Besiedelung von *Littorella uniflora* durch Keimung gekommen ist. Insgesamt konnten im Oktober 2018 zwar zahlreiche Individuen von *Littorella uniflora* angetroffen werden, die jedoch insgesamt nur eine geringe Bedeckung der trockengefallenen Uferbereiche darstellten.

## **4 Entwicklung und Erprobung weiterer Fördermaßnahmen für Isoetiden (Modul 3)**

### **4.1 Einleitung**

Die Beweidung mit Großherbivoren ist in verschiedenen Ökosystemen eine weitverbreitete Naturschutzmaßnahme, wobei die direkten und indirekten Auswirkungen der Beweidung insgesamt gut untersucht sind. Durch den Tritt der Weidetiere kommt es direkt zu einer Schädigung der Vegetationsdecke und oberen Bodenschichten, in dessen Folge lückig verteilte, vegetationsfreie Störstellen entstehen können (Schulz & Leininger 1990; Hayes & Holl 2003). Der Tritt führt weiterhin zu einer Verdichtung und Vermischung des Oberbodens (Greenwood & McKenzie 2001) und kleinräumig kann die Nährstoffverfügbarkeit im Boden erhöht sein (Schuman et al. 1999).

Die Vegetation kann durch eine Beweidung sowohl gefördert als auch negativ beeinflusst werden. Durch den Tritt und Fraß der Weidetiere kommt es zu einem Verlust von Pflanzen und/oder Pflanzenteilen und somit zu einer Abnahme der pflanzlichen Biomasse (Carvell 2002; Hayes & Holl 2003), die die Pflanzen nachträglich negativ beeinflussen kann. Als Folge kann der Eintrag von Pflanzenstreu in den Oberboden verringert sein (Hayes & Holl 2003). Durch den Tritt geschaffene Offenbodenstellen können als kleinräumige Pionierhabitate angesehen werden und von Pflanzen neu besiedelt werden (Bakker & Olf 2003) und zudem fungieren Weidetiere als Ausbreitungsvektoren über die Anhaftung von Diasporen im Fell oder über den Fraß von Pflanzenmaterial (Bakker & Olf 2003; Couvreur et al. 2004). Unterschiedliche Fraßpräferenzen der Weidetiere können langfristig zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung der Vegetation führen (Schulz & Leininger 1990; Greenwood & McKenzie 2001; Menard et al. 2002). Darüber hinaus kann sich das Vorkommen und die Häufigkeit von verschiedenen Lebensformen der Pflanzenarten sowie von weiteren funktionellen Gruppen verändern (Schulz & Leininger 1990; Pakeman 2004). Die Auswirkungen der Beweidung auf die pflanzliche Artenzahl (z.B. Hayes & Holl 2003) und die räumliche Verteilung der Arten (vgl. Adler et al. 2001) sind jedoch nicht eindeutig zu quantifizieren.

Grundsätzlich unterscheiden sich die Auswirkungen einer Beweidung auf den Boden und die Vegetation zwischen den eingesetzten Weidetieren. Bei einem Weidemanagement sollte deswegen je nach Standort und Ziel der Beweidung die eingesetzten Weidetiere ausgewählt werden. Im Allgemeinen weisen Rinder ein eher geringes, selektives Fraßverhalten und ein mittleres Futteraufnahmespektrum auf und zudem erfolgt der Verbiss nicht direkt über dem Erdboden. Die Trittwirkung von Rindern lässt sich als eher schädigend einordnen. Als Folge der Beweidung kann die pflanzliche Artenvielfalt durch Rinder gefördert werden (von Korn 1987). Galloway-Rinder eignen sich zum Einsatz in schwer zugänglichen Ökosystemen und zudem sind sie als robuste Weidetiere zum ganzjährigen Einsatz geeignet. Neben terrestrischen Bereichen mit feuchten bis nassen Bodenbedingungen können Galloway-Rinder auch zur Beweidung von Ufern von Still- und Fließgewässern eingesetzt werden.

Wissenschaftliche Untersuchungen zu den Auswirkungen einer Beweidung mit Galloway-Rindern gibt es nur wenige. Es ist bekannt, dass eine extensive Beweidung mit Galloways zu einem Anstieg der Anzahl Arten von Pflanzen (Schwerdtfeger 2008; Schaich et al. 2010) und Insekten (Zahn et al. 2007) führen kann und weiterhin ist auch eine höhere Anzahl gefährdeter Gefäßpflanzenarten unter Galloway-Beweidung im Vergleich zur intensiven Beweidung mit anderen Rinderrassen oder unbeweideten Flächen für grundwasserbeeinflusste Niedermoorstandorte dokumentiert (Schwerdtfeger 2008). Hingegen konnte in einer Untersuchung durch die Beweidung mit Galloway-Rindern kein Rückgang in der Häufigkeit von *Phragmites australis* und Gehölzen in einem Übergangsmoor in der Schweiz festgestellt werden. Hingegen nahmen *Phragmites australis* und die Gehölze in ihrer Häufigkeit zu und außerdem konnte eine Erhöhung der mittleren Nährstoffzahl im Zentrum des Moores festgestellt werden (Küchler et al. 2009).

Die negativen Auswirkungen des Menschen auf Strandlingsseen durch dessen Nutzung zur Naherholung sind bekannt. Neben der Zerstörung von Isoetidenvegetation durch Schwimmsportaktivitäten sind auch Belastungsschäden als Folge der Nutzung der Strandlingsseen zum Wandern oder Fahrradfahren dokumentiert (Vlasov 2012a; Vlasov 2012b; Kolada et al. 2017). Inwiefern sich eine Beweidung mit Großherbivoren auf Isoetidenvegetation auswirkt, ist bisher nicht wissenschaftlich untersucht worden. Es ist jedoch denkbar, dass es durch eine Beweidung mit Großherbivoren zu einer negativen Beeinflussung der Isoetidenvegetation durch eine direkte Schädigung von Pflanzen kommen kann. Jedoch deuten Beobachtungen von Vorkommen von Isoetiden in beweideten Uferabschnitten auch auf eine positive Beeinflussung von Isoetiden durch eine Beweidung hin (Westhoff 1969; Baastrup-Spohr et al. 2016; Sand-Jensen et al. 2018).

Am Bültsee bei Kosel erfolgt seit 1996 eine extensive Beweidung der Seeufer mit Galloway-Rindern mit dem Ziel, Röhrichte zurückzudrängen und damit die lebensraumtypischen Flachwasserhabitats des Bültsees zu erhalten (Kämmer 2002; Stuhr et al. 2013). Im Rahmen dieses Projekts wurden am Bültsee zwei vegetationskundliche Untersuchungen mit dem Ziel der Quantifizierung der Auswirkungen der Galloway-Beweidung auf die Vegetation durchgeführt. Um den Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees (Kapitel 4.2) zu untersuchen, wurden im Sommer 2017 Vegetationsaufnahmen in den gehölzfreien Uferbereichen am Südwest- und Südostufer des Sees durchgeführt, wobei aquatische und terrestrische Bereiche (Zonen) untersucht wurden. Es sollte analysiert werden, ob sich die Vegetation in den aquatischen und terrestrischen Zonen zwischen den beiden untersuchten Ufern unterscheidet und ob diese Unterschiede auf ein unterschiedlich starkes Maß an Beweidung zurückzuführen sind. Weiterhin sollte der Einfluss der Beweidung auf die beiden am Bültsee vorkommenden Isoetiden *Eleocharis acicularis* (Nadel-Sumpfsimse) und *Littorella uniflora* untersucht werden. Um den Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* im Bültsee (Kapitel 4.3) zu quantifizieren, wurde im Jahr 2018 eine Kartierung der Art entlang der gesamten Uferlinie des Sees in aquatischen und terrestrischen Uferbereichen durchgeführt. Es sollte untersucht werden, ob es einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *Littorella uniflora* und der Galloway-Beweidung gibt.

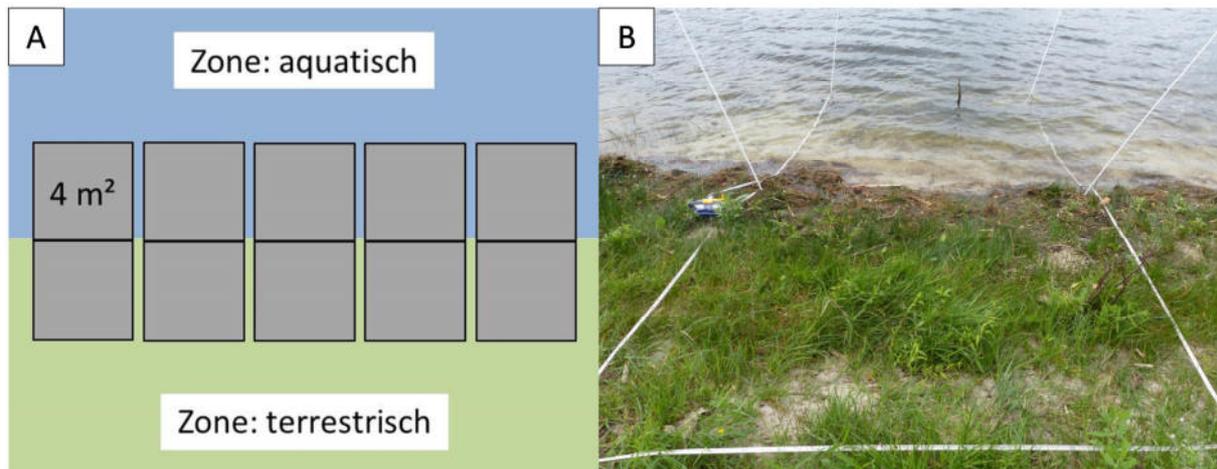
## 4.2 Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees bei Kosel

### 4.2.1 Methodik

In ausgewählten Uferbereichen des Bültsees bei Kosel wurde im August 2017 eine vegetationskundliche Untersuchung der aquatischen und terrestrischen Ufervegetation durchgeführt. Im Vorfeld wurden die gehölzfreien und in der Geländehöhe einheitlichen Uferbereiche im Südwesten und Südosten des Sees als Untersuchungsgebiete ausgewählt (Abb. 20), da diese als geeignete Habitats für Isoetiden, wie z.B. *Lobelia dortmanna* oder *Littorella uniflora*, gelten. Die zu untersuchenden Faktoren waren Ufer (West und Ost) und Zone (aquatischer und terrestrischer Bereich des Ufers). Je Faktorkombination wurden randomisiert fünf 4 m<sup>2</sup> große Untersuchungsflächen eingerichtet und dauerhaft mit Bodenmagneten markiert. Die Anordnung der aquatischen und terrestrischen Untersuchungsflächen (Zonen) erfolgte jeweils paarweise entlang der Grenze der dichten Vegetationsdecke (Abb. 21A und B). Auf einem Teilstück der Landzunge im Südwesten des Sees wurde im März 2016 von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein der Oberboden des Ufers bis zu einer Tiefe von 10-15 cm abgetragen. Bei Untersuchungsflächen, die in diesem Bereich des Ufers lagen, wurde eine zusätzliche Untersuchungsfläche hinter der terrestrischen Untersuchungsfläche eingerichtet, so dass hier drei Untersuchungsflächen hintereinander liegend eingerichtet wurden. Insgesamt wurden 22 Untersuchungsflächen (zehn in aquatischer Zone; zehn in terrestrischer Zone; zwei zusätzliche Flächen) eingerichtet.



Abb. 20: Lage der Untersuchungsflächen der vegetationskundlichen Untersuchung am südwestlichen und südöstlichen Ufer des Bültsees. Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 10.09.2016.



**Abb. 21:** Schematische Darstellung der Anordnung der Untersuchungsflächen (A) und paarweise eingerichtete Untersuchungsflächen am Südostufer des Bültsees am 02. August 2017 (B). Die paarweise angeordneten Untersuchungsflächen der aquatischen und terrestrischen Zone des Ufers wurden jeweils entlang der Grenze der dichten Vegetationsdecke ausgerichtet. Foto: Nikola Lenzewski.

Auf den Untersuchungsflächen wurden am 01. und 02. August 2017 Vegetationsaufnahmen durchgeführt, wobei alle in den Untersuchungsflächen wurzelnden Gefäßpflanzenarten mit ihren jeweiligen Deckungsanteilen (kombinierte Abundanz-Dominanz-Skala nach Braun-Blanquet) erfasst wurden. Zusätzlich wurde je Untersuchungsfläche der Anteil an Fraßspuren an der Vegetation und der Anteil an Tritts Spuren in der Untersuchungsfläche geschätzt. Von jeder Untersuchungsfläche wurde eine Sedimentprobe (Mischprobe aus fünf Einzelproben) entnommen. Die Bestimmung der Gefäßpflanzen erfolgte nach Raabe (1975), Christensen (1999) und Jäger (2017). Die Nomenklatur der Arten folgt Jäger (2017), wobei der deutsche Arname nur bei der ersten Erwähnung einer Art im Text angegeben ist.

Aus den erhobenen Vegetationsdaten wurde die Gesamtanzahl Arten (inklusive Artengruppen) sowie die Anzahl Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (Kategorie 1, 2, 3 und V; Mierwald & Romahn 2006) je Untersuchungsfläche ermittelt. Zusätzlich wurden mittlere gewichtete Ellenberg Zeigerwerte (Ellenberg et al. 1991) für Feuchte (EIV F), Reaktion (EIV R) und Nährstoff (EIV N) je Untersuchungsfläche berechnet. Von den Sedimentproben wurden der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bestimmt, wobei die Analyse der Sedimentproben nach DIN ISO 10390 (pH in  $\text{CaCl}_2$ ) und DIN ISO 11265 (elektrische Leitfähigkeit) erfolgte.

Die Anzahl Arten, die Anzahl Rote Liste Arten, der Anteil an Fraßspuren und der Anteil an Tritts Spuren je Untersuchungsfläche wurden mit mehrfaktoriellen ANOVAs auf signifikante Unterschiede zwischen den Zonen und den Ufern untersucht. Die beiden zusätzlichen Flächen am Westufer wurden in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Im Vorfeld wurde die Normalverteilung und Varianzhomogenität der Daten mit Hilfe von Quantil-Quantil-Plots (QQ-Plots) visuell überprüft. Die Zusammenhänge zwischen dem Anteil an Fraßspuren und dem Anteil an Tritts Spuren auf die Anzahl Arten und die Anzahl Rote Liste Arten wurden mit linearen Regressionen überprüft. Eine Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis; PCA) wurde durchgeführt, um Muster in der Artenzusammensetzung der Untersuchungsflächen zu

untersuchen und die erklärenden Umweltvariablen dieser Muster aufzuzeigen. Eine vorherig durchgeführte Detrended Correspondence Analysis (DCA) ergab eine Gradientenlänge von 2,8 SD für die 1. Achse, so dass ein lineares Modell vorliegt und eine PCA als geeignetes Ordinationsverfahren ausgewählt wurde (Leyer & Wesche 2007). Für die Ordination wurden nur Arten verwendet, die in den Untersuchungsflächen häufiger als einmal erfasst wurden, so dass insgesamt 62 Arten in der Ordination berücksichtigt wurden. Auf Grund dessen musste eine Untersuchungsfläche aus der Analyse ausgeschlossen werden (aquatische Zone, Westufer), da für diese Untersuchungsfläche keine Artdaten zu analysieren waren. In die PCA flossen als Umweltvariablen die mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerte für Feuchte (EIV F), Reaktion (EIV R) und Nährstoff (EIV N) sowie der pH-Wert und die Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Sediment und der Anteil an Fraßspuren an der Vegetation in % und der Anteil an Tritts Spuren in den Untersuchungsflächen in % ein. Pearson-Korrelationskoeffizienten wurden zwischen der 1. und 2. Achse sowie für die Deckung der Isoetiden *Eleocharis acicularis* und *Littorella uniflora* und den Umweltvariablen berechnet. Für die terrestrische und aquatische Zone sowie für die beiden zusätzlichen Flächen wurden signifikante Indikatorarten ermittelt, wobei hier alle Arten (83) und Untersuchungsflächen (22) in der Analyse berücksichtigt wurden. Die statistische Auswertung sowie die Abbildungen wurden mit den Programmen STATISTICA für Windows (StatSoft Inc. 2014) durchgeführt und erstellt. Lediglich die Berechnung der Indikatorarten für die Untersuchungsflächen erfolgte mit dem Programm PC-ORD (McCune & Mefford 2006). Bei der Angabe von Mittelwerten ist jeweils zusätzlich die Standardabweichung angegeben.

#### 4.2.2 Ergebnisse

Im Jahr 2017 wurden insgesamt 83 Gefäßpflanzenarten in den Untersuchungsflächen am Bültsee nachgewiesen (Tab. 8 im Anhang), wobei in den aquatischen Untersuchungsflächen 34, in den terrestrischen Untersuchungsflächen 66 Arten und in den beiden zusätzlichen Flächen 47 Arten gefunden wurden. Der Großteil der nachgewiesenen Arten waren krautige Arten. Mit *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle), *Betula pendula* (Gewöhnliche Birke), *Salix aurita* (Ohr-Weide) und *Salix cinerea* (Grau-Weide) wurden lediglich vier Gehölze in den Untersuchungsflächen erfasst. Die Vegetation der terrestrischen Untersuchungsflächen und den beiden zusätzlichen Flächen war dominiert von Gräsern (Süß- und Sauergräser). Neben typischen Makrophyten oligotropher Gewässer wie z.B. *Littorella uniflora* oder *Myriophyllum alterniflorum* wurden auch typische Pflanzenarten der Großseggenriede wie z.B. *Carex elata* (Steife Segge), *Cicuta virosa* (Gift-Wasserschierling) oder *Peucedanum palustre* (Sumpf-Haarstrang) erfasst. Insgesamt zählen die gefundenen Pflanzenarten überwiegend zu den Makrophyten und feuchteliebenden Arten. Von den 83 Gefäßpflanzenarten in den Untersuchungsflächen sind neun Arten auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins als gefährdet (1=2 Arten; 2=1 Art; 3=5 Arten) und neun weitere Arten auf der Vorwarnliste geführt. *Elatine hydropiper* (Wasserpfeffer-Tännel) und *Pilularia globulifera* (Pillenfarne) konnten in den Untersuchungsflächen nicht angetroffen werden.

Die Anzahl Arten war in der aquatischen Zone mit  $9 \pm 6$  Arten am Westufer und  $6 \pm 3$  Arten am Ostufer deutlich niedriger als in der terrestrischen Zone mit  $26 \pm 8$  und  $18 \pm 4$  Arten. Am Westufer zeigte sich, dass mit einer zusätzlichen Entfernung vom Gewässer die Artenzahl weiter ansteigt ( $34 \pm 5$  Arten in den zusätzlichen Flächen; Abb. 22A). Die Anzahl Arten unterschied sich höchst

signifikant zwischen der aquatischen und terrestrischen Zone ( $F=35,8$ ;  $p<0,001$ ) sowie signifikant zwischen dem West- und Ostufer ( $F=5,8$ ;  $p<0,05$ ; mehrfaktorielle ANOVA; zusätzliche Flächen nicht berücksichtigt). Am Westufer nahm die Anzahl Rote Liste Arten von der aquatischen Zone ( $3\pm 3$ ) über die terrestrische Zone ( $7\pm 1$ ) bis hin zu den zusätzlichen Flächen ( $9\pm 1$ ) zu, wie es auch für die Anzahl Arten am Westufer gefunden wurde. Hingegen war die Anzahl Rote Liste Arten am Ostufer in der aquatischen und terrestrischen Zonen mit  $2\pm 1$  Arten einheitlich niedrig (Abb. 22B). Die Anzahl Rote Liste Arten unterschied sich signifikant zwischen der aquatischen und terrestrischen Zone ( $F=8,1$ ;  $p<0,05$ ) sowie höchst signifikant zwischen dem West- und Ostufer ( $F=17,6$ ;  $p<0,001$ ). Auch in der Interaktion der beiden Haupteffekte konnten signifikanten Unterschiede in der Anzahl Rote Liste Arten festgestellt werden ( $F=6,6$ ;  $p<0,05$ ; mehrfaktorielle ANOVA; zusätzliche Flächen nicht berücksichtigt).

Am Westufer nahm der Anteil der Trittsuren in den Untersuchungsflächen von der aquatischen Zone ( $18\pm 30\%$ ), über die terrestrische Zone ( $13\pm 12\%$ ) bis zu den zusätzlichen Flächen ( $5\pm 7\%$ ) ab. Am Ostufer zeigte sich ein gegensätzliches Bild mit den niedrigeren Anteilen an Trittsuren in der aquatischen Zone ( $14\pm 12\%$ ) im Vergleich zu der terrestrischen Zone ( $20\pm 11$ ). Auffällig waren die z.T. sehr hohen Standardabweichungen (Abb. 22C). Zwischen der aquatischen und terrestrischen Zone ( $F=0,0$ ;  $p=n.s.$ ) sowie zwischen dem West- und Ostufer ( $F=0,0$ ;  $p=n.s.$ ) wurden keine signifikanten Unterschiede im Anteil Trittsuren in den Untersuchungsflächen festgestellt (mehrfaktorielle ANOVA; zusätzliche Flächen nicht berücksichtigt). Der Anteil an Fraßspuren an der Vegetation in den Untersuchungsflächen am Westufer war mit  $19\pm 23\%$  in der aquatischen Zone und  $18\pm 19\%$  in der terrestrischen Zone auf einem einheitlichen Niveau. In den beiden zusätzlichen Flächen am Westufer war der Anteil an Fraßspuren jedoch mit  $1\pm 1\%$  deutlich niedriger. Am Ostufer war der Anteil an Fraßspuren hingegen in der terrestrischen Zone mit  $13\pm 12\%$  doppelt so hoch wie in der aquatischen Zone mit  $5\pm 5\%$ . Auffällig waren auch hier die z.T. hohen Standardabweichungen vor allem in den Untersuchungsflächen am Westufer (Abb. 22D). Der Anteil der Fraßspuren an der Vegetation in den Untersuchungsflächen unterschied sich nicht signifikant zwischen der aquatischen und terrestrischen Zone ( $F=0,2$ ;  $p=n.s.$ ) und auch nicht zwischen dem West- und Ostufer ( $F=1,8$ ;  $p=n.s.$ ; mehrfaktorielle ANOVA; zusätzliche Flächen nicht berücksichtigt).

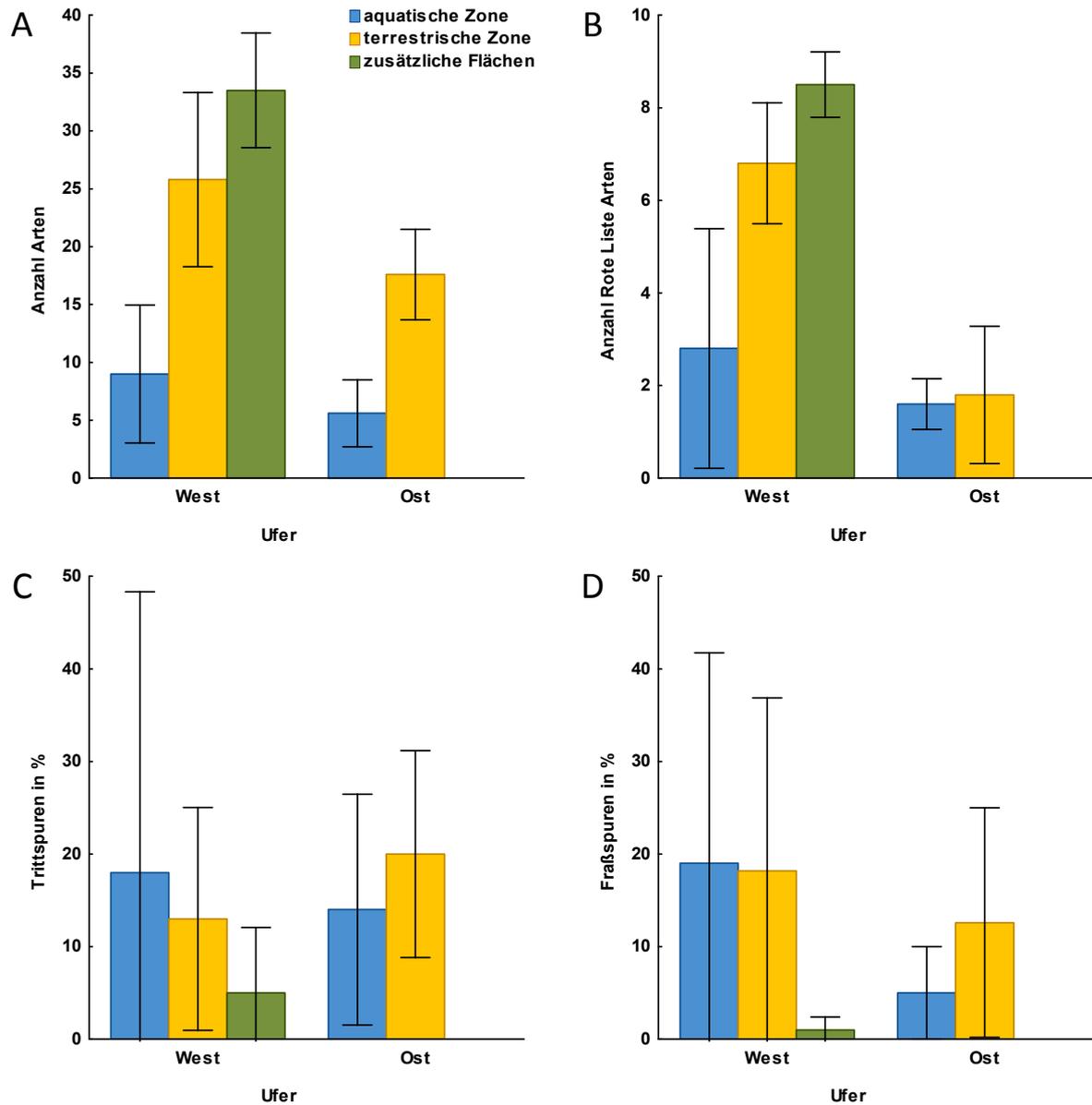


Abb. 22: Anzahl Arten (A), Anzahl Rote Liste Arten (B), Trittspuren in % (C) und Fraßspuren in % (D) der Untersuchungsflächen á 4 m<sup>2</sup> am Bültsee jeweils getrennt nach der aquatischen Zone (blau), terrestrischen Zone (gelb) und den zusätzlichen Flächen (grün) sowie nach dem West- und Ostufer. Für die Anzahl Rote Liste Arten (Mierwald & Romahn 2006) wurden die Kategorien 1, 2, 3 und V berücksichtigt. Mittelwert und Standardabweichung sind angegeben.

Hinsichtlich des Anteils an Trittspuren in den Untersuchungsflächen zeigt sich für die Anzahl Arten und die Anzahl Rote Liste Arten in den aquatischen Untersuchungsflächen ein einheitliches Bild, wobei sich mit zunehmendem Anteil an Trittspuren die Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten in der aquatischen Zone erhöht. In der terrestrischen Zone nimmt mit zunehmendem Anteil an Trittspuren hingegen die Anzahl Rote Liste Arten ab, während die Anzahl Arten nahezu konstant bleibt (Abb. 23A und B). Mit zunehmendem Anteil an Fraßspuren an der Vegetation in den Untersuchungsflächen nehmen die Anzahl Arten und die Anzahl Rote Liste Arten in der aquatischen Zone (Abb. 23C und D) sowie die Anzahl Arten in der terrestrischen Zone zu. Die Anzahl Rote Liste Arten in der terrestrischen Zone nimmt hingegen mit zunehmenden Fraßspuren ab (Abb. 23D). Insgesamt wird die Variabilität in der Anzahl

Arten und Anzahl Rote Liste Arten in der aquatischen Zone durch den Anteil an Tritts Spuren ( $r^2=0,2256$  und  $r^2=0,5044$ ) und den Anteil an Fraßspuren (Anzahl Arten:  $r^2=0,3157$ ) gut erklärt. Hingegen wird die Variabilität in der Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten in der terrestrischen Zone nur zu einem sehr geringen Teil durch den Anteil an Tritts Spuren ( $r^2=0,0004$  und  $r^2=0,0127$ ) und den Anteil an Fraßspuren ( $r^2=0,0360$  und  $r^2=0,0245$ ; jeweils lineare Regression) erklärt.

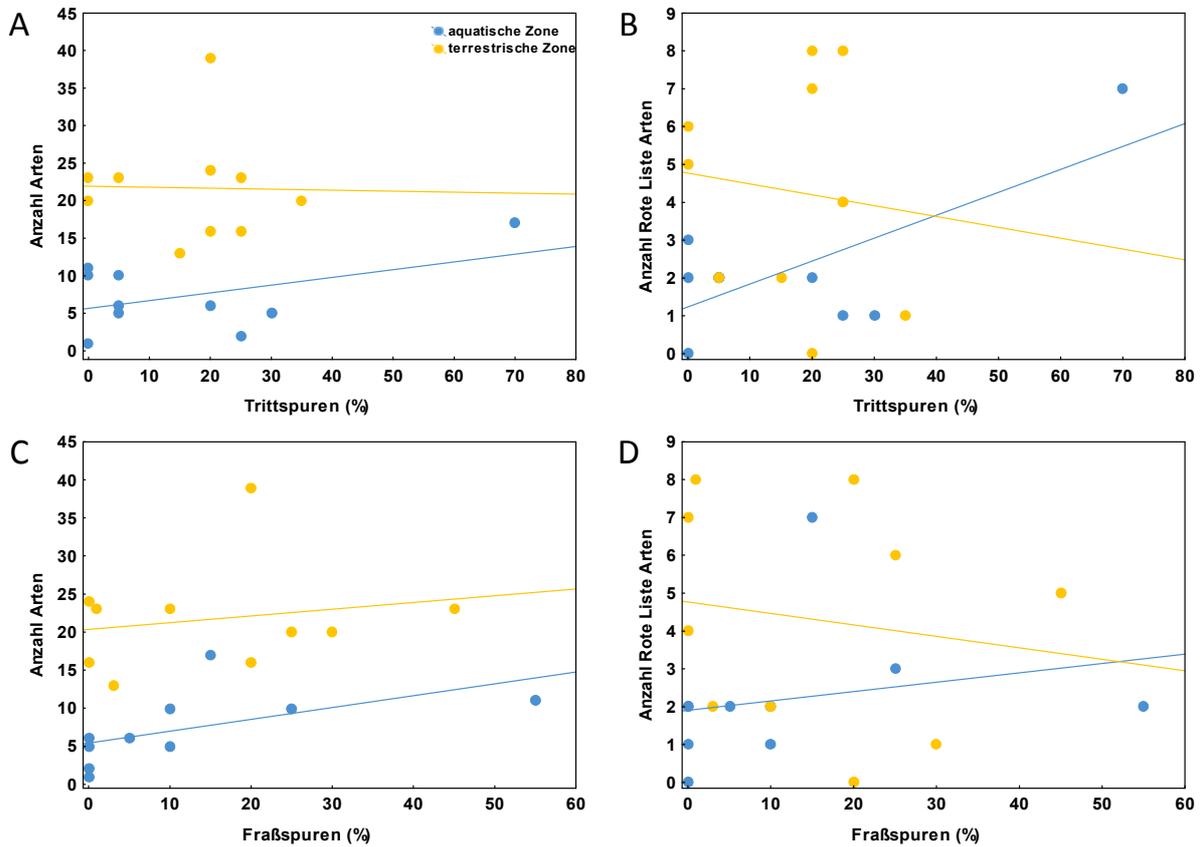


Abb. 23: Anzahl Arten (A und C) und Anzahl Rote Liste Arten (B und D) in Abhängigkeit von dem Anteil an Tritts Spuren (A und B) und dem Anteil an Fraßspuren (C und D) in den Untersuchungsflächen am Bültsee jeweils getrennt nach der aquatischen (blau) und terrestrischen Zone (gelb). Linien stellen die Geraden der linearen Regressionen getrennt nach der aquatischen (blau) und terrestrischen Zone (gelb) dar.

Die Untersuchungsflächen am Bültsee trennen sich auf Grund der Artenzusammensetzung (Abb. 25) in der PCA entlang der 1. Achse sowohl nach einem West-Ost-Gradienten als auch nach der Entfernung der Untersuchungsflächen vom Gewässer (zusätzliche Flächen, terrestrische Zone, aquatische Zone) auf (Abb. 24). Für beide Gruppierungen gibt es Überschneidungen in der Artenzusammensetzung am Ende der 1. Achse. Insgesamt weisen die Untersuchungsflächen der aquatischen Zone eine ähnlichere Artenzusammensetzung auf als die Untersuchungsflächen der terrestrischen Zone. *Littorella uniflora* ordnet sich im Ordinationsdiagramm in entgegengesetzter Richtung der Umweltvariable ‚Anteil an Fraßspuren‘ an und kommt somit in Untersuchungsflächen mit geringen Fraßspuren vor. Weiterhin zeichnen sich die Untersuchungsflächen mit Vorkommen von *Littorella uniflora* durch einen höheren pH-Wert und einen niedrigen Ellenberg Nährstoffwert sowie niedrigen elektrischen Leitfähigkeit im Sediment

aus. *Eleocharis acicularis* ordnet sich im Ordinationsdiagramm hingegen in Richtung des Ellenberg Feuchtwerts und dem Anteil an Trittsuren an, wobei der kurze Vektor auf eine gering Bedeutung des Tritts auf das Vorkommen von *Eleocharis acicularis* hindeutet.

Während die 1. Achse eine erklärte Varianz von 22,3 % aufweist, erklärt die 2. Achse noch 11,4 % der Varianz in dem Datensatz. Die 1. Achse der PCA ist hoch signifikant mit dem mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerte für Feuchte korreliert, während die 2. Achse mit dem mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwert für Reaktion signifikant korreliert ist (Tab. 4). Der Anteil an Fraßspuren an der Vegetation ist signifikant mit der 3. und 4. Achse der PCA korreliert, wobei diese Achsen nur 6,0 % und 5,4 % der Varianz in dem Datensatz erklären (nicht dargestellt). Der Anteil an Trittsuren in den Untersuchungsflächen ist signifikant mit der 5. Achse korreliert und erklärt eine Varianz von 5,0 % (nicht dargestellt). Die im Ordinationsdiagramm dargestellten Zusammenhänge zwischen den Vorkommen von *Eleocharis acicularis* und *Littorella uniflora* mit den Umweltvariablen ‚Anteil an Fraßspuren‘ und ‚Anteil an Trittsuren‘ werden durch die Korrelationskoeffizienten bestätigt (Tab. 4). Lediglich zwischen dem Anteil an Fraßspuren und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* konnte ein nennenswerter negativer Zusammenhang ermittelt werden (-0,30), wobei der Zusammenhang nicht signifikant ist. Während für die terrestrische Zone *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) und *Scutellaria galericulata* (Gewöhnliches Helmkraut) als Indikatorarten ermittelt wurden, konnten für die aquatische Zone keine signifikanten Indikatorarten festgestellt werden. Hingegen wurden für die beiden zusätzlichen Flächen 13 Indikatorarten bestimmt (Tab. 5).

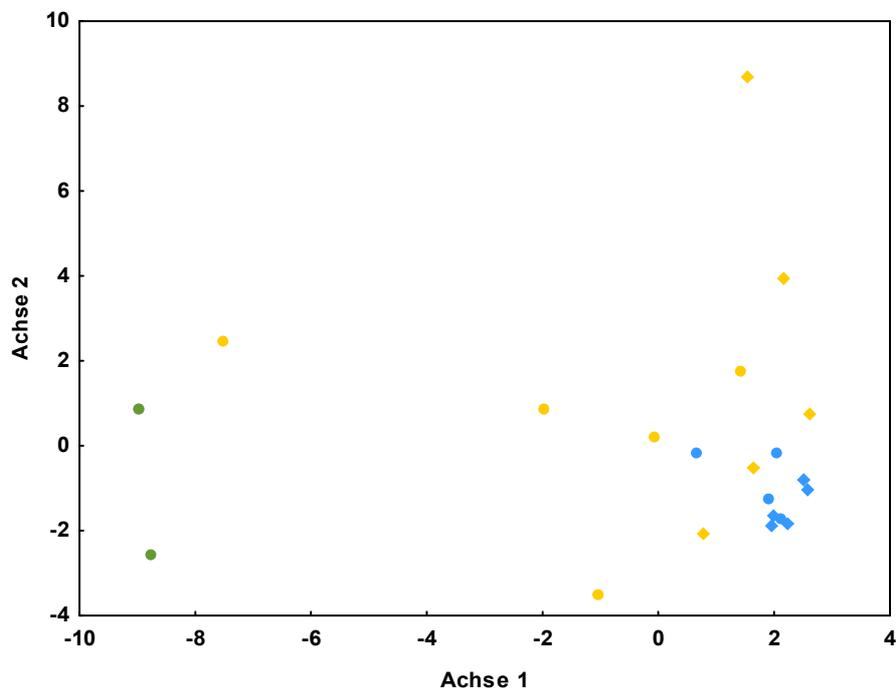


Abb. 24: PCA Ordination der Untersuchungsflächen am Bültsee basierend auf den Deckungswerten von 62 Arten in 21 Untersuchungsflächen (1. Achse: Eigenwert 13,83 und erklärte Varianz 22,3%; 2. Achse: Eigenwert 7,09 und erklärte Varianz 11,4%). Dargestellt sind die Untersuchungsflächen getrennt nach der aquatischen Zone (blau), terrestrischen Zone (gelb) und den zusätzlichen Flächen (grün) sowie nach dem West- (○) und Ostufer (◇).

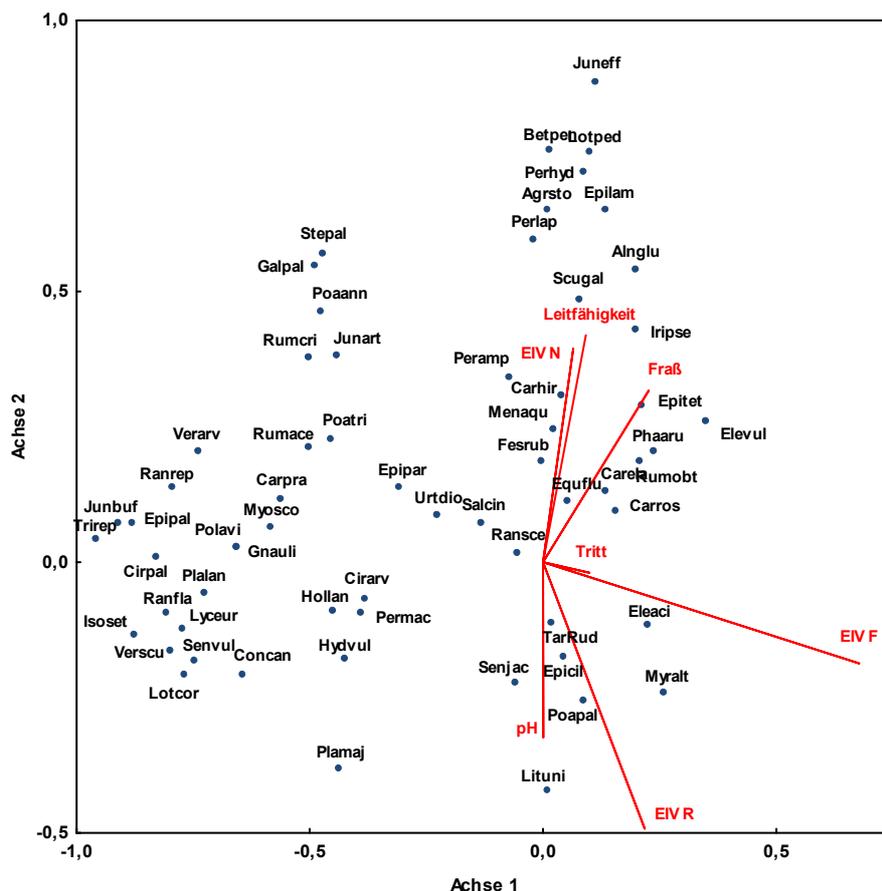


Abb. 25: PCA Ordination der Art Daten (●) und Umweltvariablen (-) der Untersuchungsflächen am Bültsee basierend auf den Deckungswerten von 62 Arten in 21 Untersuchungsflächen (1. Achse: Eigenwert 13,83 und erklärte Varianz 22,3%; 2. Achse: Eigenwert 7,09 und erklärte Varianz 11,4%). Für die Akronyme der Arten siehe Tab. 9 im Anhang. EIV F= mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert, EIV R= mittlerer gewichteter Ellenberg Reaktionswert, EIV N= mittlerer gewichteter Ellenberg Nährstoffwert.

Tab. 4: Korrelationskoeffizienten der PCA zwischen der 1. und 2. Achse sowie der Deckung der beiden Isoetiden *Eleocharis acicularis* und *Littorella uniflora* und den Umweltvariablen (EIV F= mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert, EIV R= mittlerer gewichteter Ellenberg Reaktionswert, EIV N= mittlerer gewichteter Ellenberg Nährstoffwert, Fraß (%), Tritt (%), pH-Wert, Leitfähigkeit (µS/cm)). Signifikante Werte sind in fett dargestellt: Signifikanzniveaus: \*p<0,05, \*\*p<0,01, \*\*\*p<0,001.

	1. Achse	2. Achse	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Littorella uniflora</i>
EIV F	<b>0,68</b> **	-0,19	0,32	-0,03
EIV R	0,22	<b>-0,49</b> *	0,28	0,29
EIV N	0,06	0,39	-0,06	-0,41
Fraß (%)	0,23	0,32	-0,07	-0,30
Tritt (%)	0,10	-0,02	0,03	0,06
pH-Wert	0,00	-0,32	0,27	0,02
Leitfähigkeit (µS/cm)	0,09	0,42	-0,10	-0,24

Tab. 5: Signifikante Indikatorarten für die terrestrische Zone und zusätzlichen Flächen. Für die aquatische Zone konnten keine signifikanten Indikatorarten ermittelt werden. Indikatorwert: 1= perfekte Indikation. Signifikanzniveaus: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . Für die deutschen Artnamen siehe Tab. 8 im Anhang.

Zone	Wissenschaftlicher Name	Indikatorwert
terrestrische Zone	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,60 *
	<i>Scutellaria galericulata</i>	0,73 *
zusätzliche Flächen	<i>Conyza canadensis</i>	1,00 **
	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1,00 **
	<i>Polygonum aviculare</i>	1,00 **
	<i>Lotus corniculatus</i>	0,95 **
	<i>Lycopus europeus</i>	0,94 **
	<i>Epilobium palustre</i>	0,93 **
	<i>Plantago lanceolata</i>	0,89 *
	<i>Trifolium repens</i>	0,88 *
	<i>Isolepis setacea</i>	0,83 *
	<i>Juncus bufonius</i>	0,83 *
	<i>Cirsium palustre</i>	0,83 *
	<i>Senecio vulgaris</i>	0,82 *
	<i>Ranunculus repens</i>	0,77 *

### 4.3 Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* im Bültsee bei Kosel

#### 4.3.1 Methodik

Im Sommer 2018 wurde am Bültsee bei Kosel eine Kartierung der *Littorella uniflora*-Bestände entlang der gesamten Uferlinie des Gewässers durchgeführt. Im Abstand von 50 m wurden entlang des Ufers im terrestrischen und aquatischen Bereich 1 m<sup>2</sup> große Untersuchungsflächen eingerichtet (Abb. 26). Auf Grund von unzugänglichen Uferbereichen, vor allem im nördlichen und westlichen Uferbereich des Sees, wurden Untersuchungsflächen in z.T. größeren Abständen als 50 m eingerichtet. Die terrestrischen Untersuchungsflächen wurden direkt an der Ufergrenze des Sees und jeweils auf gleicher Höhe wie die aquatischen Untersuchungsflächen in einer Wassertiefe von 50 cm eingerichtet. Eine Wassertiefe von 50 cm wurde auf Grund der Annahme ausgewählt, dass flachere Uferbereiche des Bültsees auf Grund eines starken Anstiegs des Wasserstandes in den letzten Jahren noch nicht mit *Littorella uniflora* besiedelt wurden.

Am 25. und 26.07.2018 wurden die terrestrischen Untersuchungsflächen und am 30. und 31.08.2018 die aquatischen Untersuchungsflächen jeweils beginnend an der Ostseite der Landzunge im Westen des Sees (Abb. 26) gegen den Uhrzeigersinn kartiert. Für jede terrestrische und aquatische Untersuchungsfläche wurde die Deckung von *Littorella uniflora*, die Deckung der Gesamtvegetation, der restlichen krautigen Vegetation, von Gehölzen und Röhrichten sowie der Anteil von Tritt- und Fraßspuren jeweils in % erhoben. Zwei aquatische Untersuchungsflächen konnten auf Grund von sehr dichtem Weidenbewuchs nicht begangen und untersucht werden (Abb. 26). Um Zusammenhänge zwischen den erhobenen Parametern und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* zu analysieren, wurden Spearman-Rangkorrelationen getrennt für die terrestrischen und aquatischen Untersuchungsflächen berechnet. Da die beiden Parameter Tritt- und Fraßspuren der aquatischen Untersuchungsflächen die Beweidung in diesem Bereich nur schlecht abbilden können, wurden als Maß für die Beweidung der aquatischen Untersuchungsflächen die Parameter Tritt- und Fraßspuren der auf gleicher Höhe liegenden terrestrischen Untersuchungsflächen herangezogen.

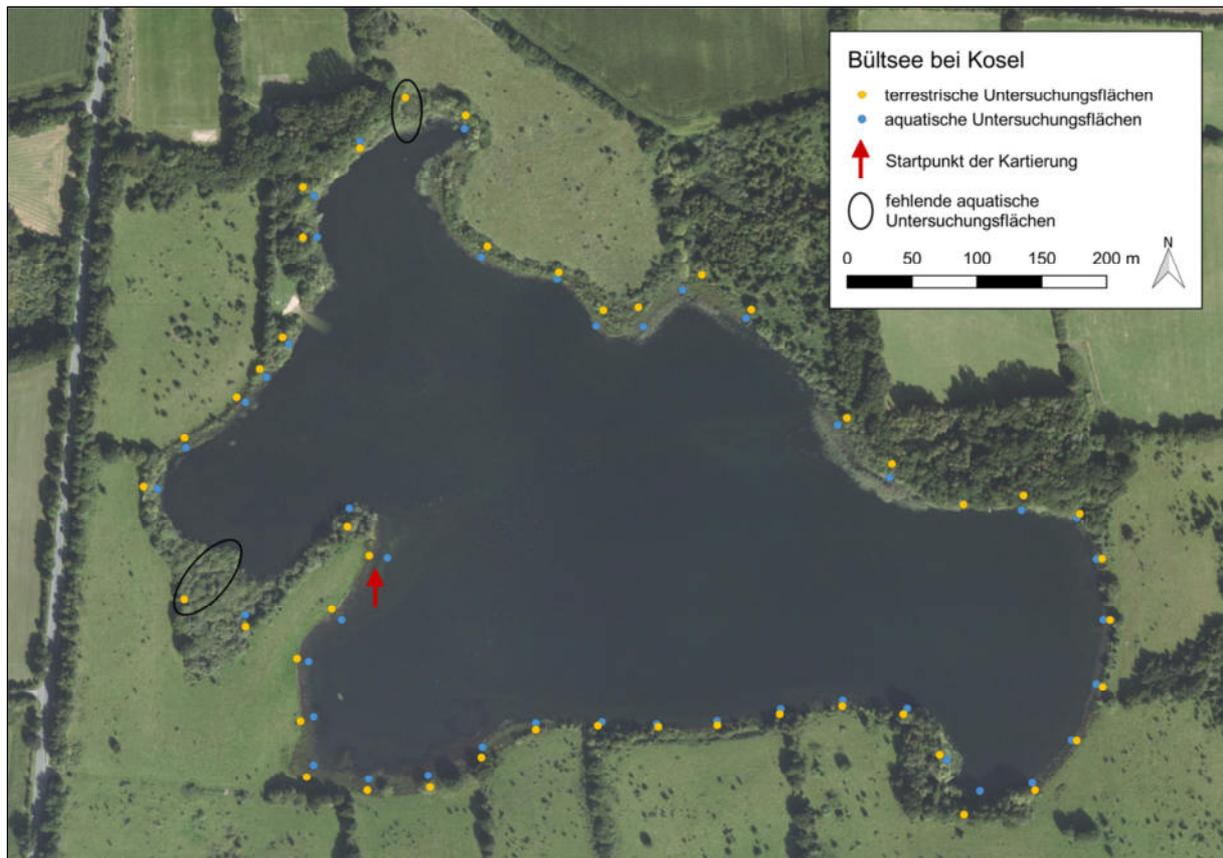


Abb. 26: Lage der terrestrischen (gelb) und aquatischen (blau) Untersuchungsflächen der Kartierung der *Littorella uniflora*-Bestände am Bültsee bei Kosel. Dargestellt sind zusätzlich der Startpunkt der Kartierung (roter Pfeil) und die Lage der beiden fehlenden aquatischen Untersuchungsflächen (schwarze Ellipsen). Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 10.09.2016.

### 4.3.2 Ergebnisse

Im terrestrischen Bereich des Bültsees wurde *Littorella uniflora* nur in zwei Untersuchungsflächen am Ostufer mit sehr geringen Deckungen (2 %) gefunden (Abb. 27A). Deutlich häufiger wurde *Littorella uniflora* hingegen in den aquatischen Untersuchungsflächen angetroffen (Abb. 27B). In jeweils einer aquatischen Untersuchungsfläche wurde die Art am West-, Nord- und Ostufer mit unterschiedlich hohen Deckungen (30 %, 5 % und 55 %) identifiziert. Deutlich häufiger (in fünf aquatischen Untersuchungsflächen) wurde *Littorella uniflora* am Südufer gefunden. Hier wurde die Art mit Deckungen zwischen 10 und 65 % in den aquatischen Untersuchungsflächen identifiziert.

Trittsuren wurden in terrestrischen Untersuchungsflächen des West-, Süd- und Ostufers festgestellt, wobei der Anteil an Trittsuren zwischen 5 und 40 % zwischen den Untersuchungsflächen lag (Abb. 28A). In drei terrestrischen Untersuchungsflächen des Nordufers wurden Trittsuren mit einem Anteil von jeweils 5 % festgestellt, die aber durch das Fährtenbild und Tiersichtungen eindeutig auf Tritt durch Dam- und/oder Rotwild zurückzuführen waren. Die ausgeprägtesten Fraßspuren in den terrestrischen Untersuchungsflächen fanden sich in einem Bereich von den Landzunge am Westufer bis zum abgezaunten Bereich des Südufers (vgl. Lage des Nadelforsts in Abb. 3B). Hier konnte ein Anteil

an Fraßspuren zwischen 2 und 50 % festgestellt werden. Weiterhin wurden am Westufer in einer (10 %) und am Ostufer in vier terrestrischen Untersuchungsflächen (2 bis 25 %) Fraßspuren identifiziert. Am Nordufer wurden in drei terrestrischen Untersuchungsflächen Fraßspuren mit geringen Deckungen (5 %) festgestellt, die ebenfalls auf Dam- und/oder Rotwild zurückzuführen sind. In den aquatischen Untersuchungsflächen wurden entlang der gesamten Uferlinie des Bültsees keine Trittspuren identifiziert (Abb. 28B). Während in den aquatischen Untersuchungsflächen des Südufers z.T. sehr starke Fraßspuren identifiziert wurden (2 bis 100 %), wurden am West-, Nord- und Ostufers jeweils nur eine aquatische Untersuchungsfläche mit Fraßspuren kartiert. Der Anteil an Fraßspuren war in den drei Untersuchungsflächen sehr gering (2 bis 10 %).

Die ermittelten Korrelationskoeffizienten ( $r_s$ ) zwischen den untersuchten Parametern und der Deckung von *Littorella uniflora* in den terrestrischen Untersuchungsflächen sind insgesamt sehr niedrig ( $r_s = -0,04$  bis  $0,15$ ) und die Zusammenhänge sind nicht signifikant (Tab. 6). Hingegen konnte zwischen der Deckung der Gesamtvegetation, der Deckung der krautigen Vegetation sowie dem Anteil an Fraßspuren in den terrestrischen Untersuchungsflächen und der Deckung von *Littorella uniflora* in den aquatischen Untersuchungsflächen positive, signifikante Zusammenhänge festgestellt werden, wobei die Korrelationskoeffizienten zwischen  $0,42$  und  $0,54$  liegen. Demnach nimmt mit zunehmender Deckung der Gesamtvegetation und der krautigen Vegetation sowie dem Anteil an Fraßspuren im terrestrischen Uferbereich die Deckung von *Littorella uniflora* in den aquatischen Untersuchungsflächen zu (Abb. 29A bis C). Weiterhin konnten negative Korrelationen zwischen der Deckung von Gehölzen ( $-0,27$ ) und der Deckung von Röhricht ( $-0,24$ ) mit der Deckung von *Littorella uniflora* in den aquatischen Untersuchungsflächen festgestellt werden, die jedoch nicht signifikant sind (Tab. 6). Mit zunehmender Deckung von Gehölzen und Röhrichten nimmt somit die Deckung von *Littorella uniflora* in den aquatischen Untersuchungsflächen ab (nicht dargestellt).

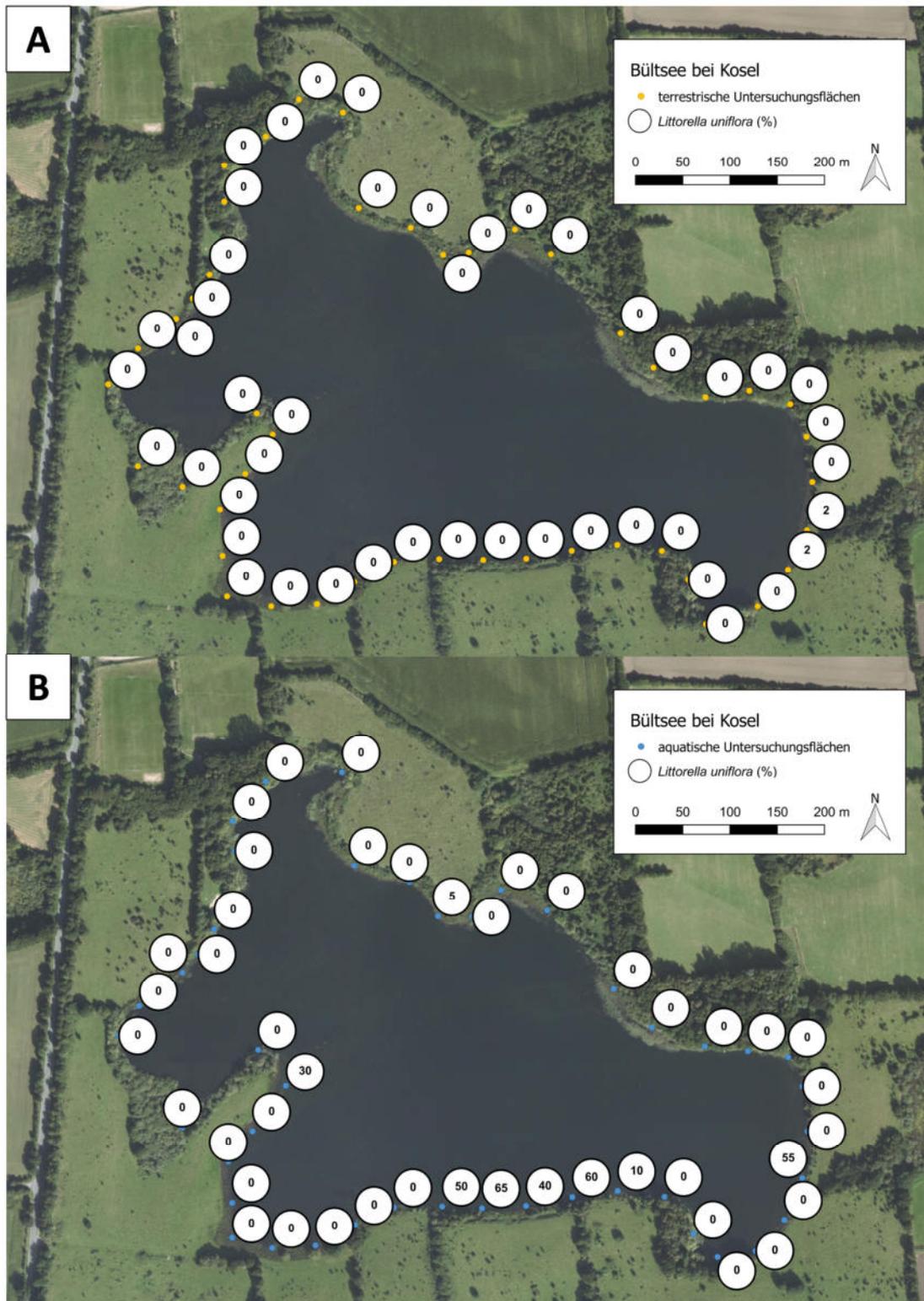


Abb. 27: Deckung von *Littorella uniflora* (%) in den terrestrischen (A) und aquatischen (B) Untersuchungsflächen entlang der Uferlinie des Bütsees bei Kosel. Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 10.09.2016.

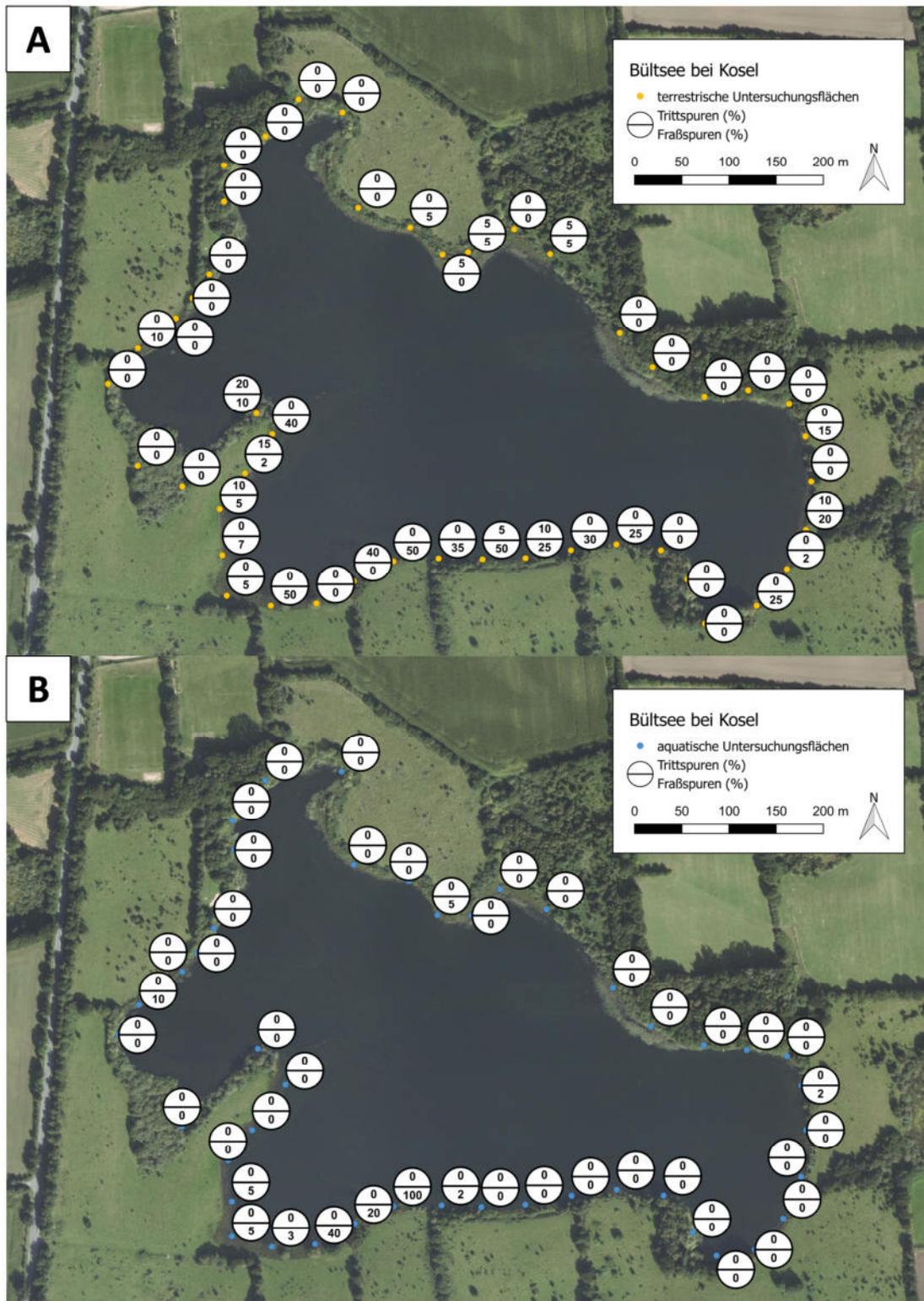


Abb. 28: Anteil an Tritt- und Fraßspuren (%) in den terrestrischen (A) und aquatischen (B) Untersuchungsflächen entlang der Uferlinie des Bültssees bei Kosel. Luftbild: Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, 10.09.2016.

Tab. 6: Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten ( $r_s$ ) zwischen den erhobenen Parametern Gesamtvegetation (%), krautige Vegetation (%), Gehölze (%), Röhricht (%), Tritts Spuren (%) sowie Fraßspuren (%) und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* (%) in den Untersuchungsflächen, getrennt nach den terrestrischen und aquatischen Untersuchungsflächen. Auf Grund nicht identifizierbarem Tritts Spuren in den aquatischen Untersuchungsflächen (vgl. Abb. 28B) konnte dieser Parameter in der Analyse nicht berücksichtigt werden. Bei der Analyse der aquatischen Untersuchungsflächen wurden zusätzlich die Parameter Tritt- und Fraßspuren (%) der terrestrischen Untersuchungsflächen untersucht. Signifikante Korrelationskoeffizienten sind fett markiert ( $p < 0,05$ ).

Parameter	<i>Littorella uniflora</i> (%)	
	terrestrische Untersuchungsflächen	aquatische Untersuchungsflächen
Gesamtvegetation (%)	-0,04	<b>0,52</b>
Krautige Vegetation (%)	0,15	<b>0,42</b>
Gehölze (%)	-0,08	-0,27
Röhricht (%)	-0,08	-0,24
Tritts Spuren terrestrisch (%)	0,15	0,28
Fraßspuren terrestrisch (%)	0,14	<b>0,54</b>
Fraßspuren aquatisch (%)	nicht betrachtet	-0,02

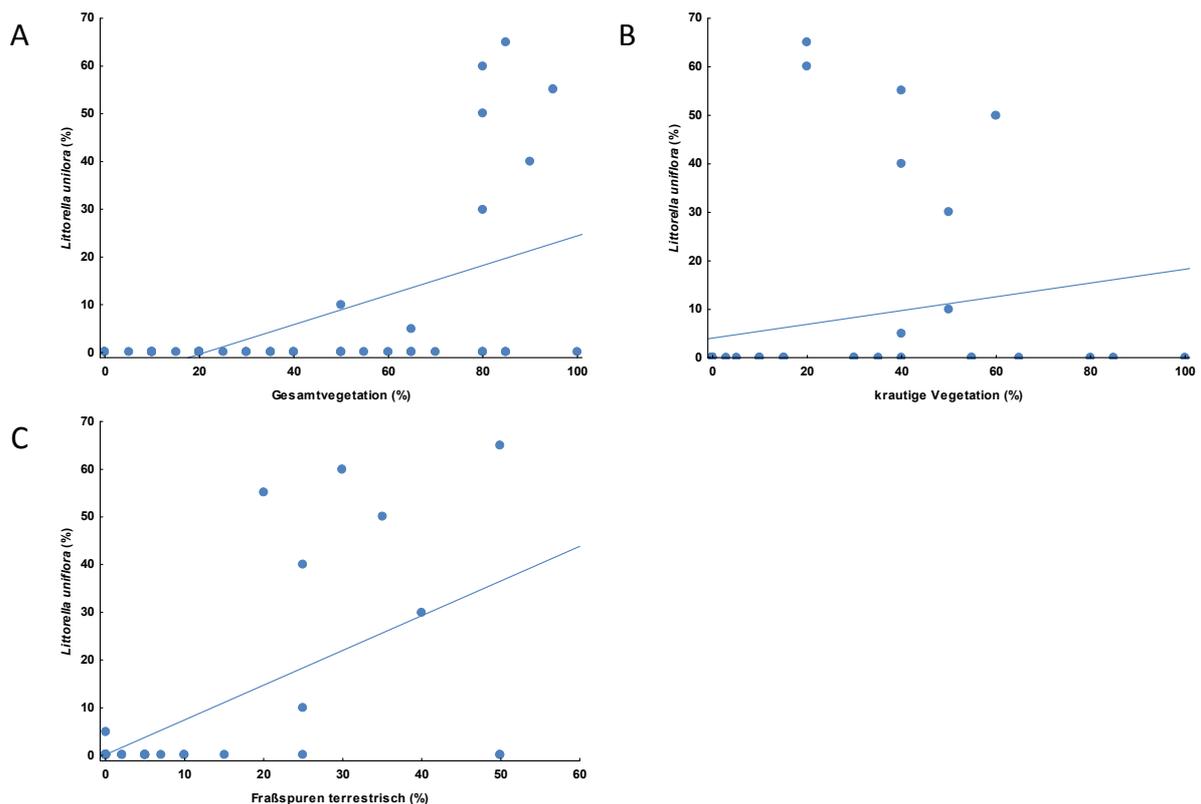


Abb. 29: Deckung von *Littorella uniflora* in den aquatischen Untersuchungsflächen in Abhängigkeit von der Deckung der Gesamtvegetation (A) und krautigen Vegetation (B) der aquatischen Untersuchungsflächen sowie vom Anteil an Fraßspuren (C) der auf gleicher Höhe liegenden terrestrischen Untersuchungsflächen.

### 4.4 Diskussion

In der Untersuchung zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees wurde eine höhere Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten in den terrestrischen Untersuchungsflächen am Südwestufer des Bültsees im Vergleich zum Südostufer gefunden, während in den aquatischen Untersuchungsflächen keine Unterschiede in der Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten zwischen den beiden Ufern gefunden wurden (Abb. 22A und B). Ein unterschiedlich starker Beweidungseffekt zwischen den beiden Ufern als Ursache für die Unterschiede in der Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten in den terrestrischen Untersuchungsflächen ist unwahrscheinlich, da keine signifikanten Unterschiede in dem Anteil an Fraßspuren und Anteil an Tritts Spuren in den Untersuchungsflächen der beiden Ufer festgestellt wurden (Abb. 22C und D).

Eine Erklärung für die Unterschiede in der Anzahl Arten zwischen den beiden Ufern könnten niedrigere Stickstoffgehalte im Boden sein, wie sie durch die mittleren gewichteten Ellenberg Stickstoffwerte der Untersuchungsflächen zu vermuten sind. Für die terrestrischen Untersuchungsflächen des Südwestufers wurden signifikant niedrigere mittlere gewichtete Ellenberg Stickstoffwerte ( $4,2 \pm 0,6$ ) im Vergleich zu den Untersuchungsflächen des Südostufers ( $6,0 \pm 0,5$ ) ermittelt (nicht dargestellt). Der Zusammenhang zwischen zunehmender Stickstoffverfügbarkeit bzw. zunehmenden Stickstoffgehalten im Boden und einer Abnahme der Anzahl Gefäßpflanzenarten ist für verschiedene Grünlandtypen vielfach beschrieben worden (Joyce 2001; Zechmeister et al. 2003; Stevens et al. 2004; Klimek et al. 2007) und wird durch die hier erzielten Ergebnisse der terrestrischen Untersuchungsflächen bestätigt. Die im Vergleich zum Südostufer zusätzlich in den terrestrischen Untersuchungsflächen des Südwestufers gefundenen Rote Liste Arten (*Carex rostrata* (Schnabel-Segge), *Hydrocotyle vulgaris* (Gewöhnlicher Wassernabel), *Isolepis setacea* (Borstige Schuppensimse), *Littorella uniflora* und *Penedanum palustre* (Sumpf-Haarstrang) zeichnen sich durch niedrige Ellenberg Stickstoffwerte zwischen 2 und 4 aus (Ellenberg et al. 1991). Durch Stickstoffanreicherung sind heutzutage viele nährstoffarme Standorte dieser Arten verloren gegangen, so dass diese Arten oft auf den Roten Listen als gefährdete Arten klassifiziert sind (Korneck et al. 1998). Hierdurch lässt sich die höhere Anzahl Rote Liste Arten am Südwestufer im Vergleich zum Südostufer erklären.

Im Vergleich zu den terrestrischen Untersuchungsflächen wurde in den aquatischen Untersuchungsflächen eine niedrigere Anzahl Arten sowie niedrigere Anzahl Rote Liste Arten der Ufervegetation festgestellt (Abb. 13A bis D). Dieses Ergebnis lässt sich durch die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen der Untersuchungsflächen erklären. Während sich die aquatischen Untersuchungsflächen durch dauerhaft wassergesättigte sowie z.T. dauerhaft überstaute Böden auszeichnen, weisen die terrestrischen Untersuchungsflächen im Vergleich eher niedrigere Wassergehalte im Boden auf, wobei auch hier z.T. wassergesättigte Böden im Übergangsbereich zu den aquatischen Untersuchungsflächen zu finden sind (vgl. Abb. 21B). Als Folge finden sich in den terrestrischen Untersuchungsflächen sowohl Arten des mesophilen Grünlands und des Feuchtgrünlands als auch einige Makrophyten und ruderale Arten. In den aquatischen Untersuchungsflächen dominieren hingegen die Makrophyten und einige Arten des Feuchtgrünlands. Grundsätzlich weisen jedoch oligotrophe Gewässer geringe Artenanzahlen im Vergleich zu meso- oder eutrophen Gewässern auf (Rørslett 1991).

In der Untersuchung zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees konnten positive Zusammenhänge zwischen dem Anteil Tritt- und Anteil Fraßspuren mit der Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten in den aquatischen Untersuchungsflächen festgestellt werden und auch zwischen dem Anteil an Fraßspuren und der Anzahl Arten in den terrestrischen Untersuchungsflächen konnten positive Zusammenhänge ermittelt werden (Abb. 23A bis D). Ähnliche Muster wurden bereits in anderen Untersuchungen an Gewässerrändern festgestellt (z.B. Jones et al. 2011). Durch den Tritt der Galloways wird die Etablierung von einer dichten, meist aus wenigen Pflanzenarten bestehenden Grasnarbe in den terrestrischen Uferbereichen verhindert. In den durch die Galloways geschaffenen Offenbodenstandorten können sich dann Pflanzenarten mit Pioniercharakter ansiedeln (Jones et al. 2011), so dass sich als Folge insgesamt mehr Pflanzenarten in beweideten Flächen ansiedeln können. Durch Fraßaktivitäten der Galloway-Rinder kann das Vorkommen von dichten, wenigartigen Vegetationsbeständen verhindert werden, wodurch sich ebenfalls die Anzahl Arten in den Untersuchungsflächen erhöhen kann. Grundsätzlich ist jedoch zu beachten, dass unter den Untersuchungsflächen nur drei Flächen mit starken Beweidungsspuren (55% und 45% Fraßspuren sowie 70% Tritts Spuren) vertreten waren, während die anderen 17 Untersuchungsflächen deutlich moderatere Beweidungsspuren aufwiesen.

Die aquatischen Untersuchungsflächen der Untersuchung zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees weisen eine einheitlichere Artenzusammensetzung auf als die terrestrischen Untersuchungsflächen (Abb. 24). Insgesamt wurden in den aquatischen Untersuchungsflächen 34 Arten ermittelt, wobei von diesen nur drei Deckungswerte von >5% in den Untersuchungsflächen aufwiesen. Zusätzlich besaßen die meisten der anderen Arten der aquatischen Untersuchungsflächen nur Deckungswerte von <1%, wodurch die einheitliche Artenzusammensetzung der aquatischen Untersuchungsflächen erklärt werden kann. Im Vergleich hierzu wurden in den terrestrischen Untersuchungsflächen insgesamt 66 Arten gefunden, von denen 15 Arten Deckungswerte von >5% aufwiesen, wodurch die große Streuung der terrestrischen Untersuchungsflächen in der Ordination erklärt werden kann. Die Untersuchungsflächen lassen sich in der Ordination entlang ihres mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerts für Feuchte anordnen, welcher zudem signifikant mit der 1. Achse korreliert ist. Die 2. Achse ist hingegen signifikant mit dem mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwert für Reaktion der Untersuchungsflächen korreliert (vgl. Abb. 24, Abb. 25, Tab. 4). Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Untersuchungsflächen werden scheinbar maßgeblich durch die vorherrschenden Bodenbedingungen bestimmt, während die hier ermittelten Beweidungsintensitäten der Untersuchungsflächen scheinbar weniger zu Unterschieden in der Artenzusammensetzung führen. Es ist zu beachten, dass insgesamt nur drei der 22 Untersuchungsflächen starke Beweidungsspuren aufwiesen (s.o.).

Während zwischen dem Anteil an Fraßspuren und den Vorkommen von *Eleocharis acicularis* und *Littorella uniflora* in den Untersuchungsflächen zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees negative Korrelationen ermittelt wurden, konnten mit dem Anteil an Tritts Spuren positive Korrelationen festgestellt werden (Tab. 4). Beide Arten weisen ein ausgeprägtes vegetatives Wachstum über Rhizome (*Eleocharis acicularis*) und Ausläufer (*Littorella uniflora*) auf und sind somit in der Lage, durch Tritt entstandene Offenbodenstellen schnell zu

besiedeln. Grundsätzlich sind die ermittelten Korrelationskoeffizienten jedoch sehr gering und nur eingeschränkt aussagekräftig.

Hinsichtlich der Auswirkungen der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* in den terrestrischen Untersuchungsflächen wurden positive Zusammenhänge festgestellt (Tab. 6). Die durch den Tritt der Galloways geschaffenen Offenbodenstandorte stellen kleinräumige, konkurrenzfreie Pionierstandorte dar, die nachfolgend von *Littorella uniflora* durch ein schnelles vegetatives Wachstum besiedelt werden können. Holzige Gefäßpflanzenarten können solche Pionierstandorte i.d.R. nicht so schnell besiedeln und Gefäßpflanzenarten, die sich über generative Diasporen ausbreiten, sind auf spezifische Keimungsbedingungen angewiesen, die wiederum abhängig von der Jahreszeit sind. Durch den Fraß der Galloways werden in den terrestrischen Untersuchungsflächen niedrigwüchsige Gefäßpflanzenarten weniger stark gefressen als höher wüchsige Pflanzen (Jones et al. 2011). Durch ihre niedrige Wuchsform und ihr ausgeprägtes vegetatives Wachstum scheint *Littorella uniflora* in terrestrischen Uferbereichen einen Konkurrenzvorteil gegenüber größeren Gefäßpflanzenarten ohne vegetatives Wachstum zu haben, so dass die Beweidung durch die Galloways zu einer Förderung von *Littorella uniflora* am Bültsee führen kann. Grundsätzlich wurde *Littorella uniflora* jedoch nur in zwei terrestrischen Untersuchungsflächen nachgewiesen, so dass die Aussagekraft der dargestellten Ergebnisse stark eingeschränkt und nur unter Vorbehalt zu betrachten ist.

In den aquatischen Untersuchungsflächen wurde ein schwach negativer Zusammenhang zwischen dem Anteil an Trittsuren und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* festgestellt (Tab. 6). In den aquatischen Untersuchungsflächen führt Tritt durch die Galloways in einem stärkeren Maße zu einer Störung des Sediments und zu einer Verwirbelung von Sediment im Wasser. *Littorella uniflora* zeichnet sich durch ein schwach ausgeprägtes Wurzelsystem aus, so dass einzelne Pflanzen sehr leicht durch Tritt entwurzelt werden können. Es ist jedoch zu beachten, dass insgesamt nur in zwei aquatischen Untersuchungsflächen Trittsuren identifiziert worden sind. Grund hierfür ist die kürzere Dauer der Sichtbarkeit der Trittsuren im Wasser durch Wellenschlag. Es ist anzunehmen, dass in mehr aquatischen Untersuchungsflächen Beweidungseffekte in jüngerer Zeit aufgetreten sind, die aber mit dem hier durchgeführten Untersuchungsdesign nicht abgebildet werden können. Zwischen der Beweidung in den terrestrischen Untersuchungsflächen und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* in den auf gleicher Höhe liegenden aquatischen Untersuchungsflächen wurden positive Zusammenhänge ermittelt. Die aquatischen Untersuchungsflächen mit einer hohen Deckung von *Littorella uniflora* wurden am Südufer des Bültsees gefunden (vgl. Abb. 27B). Durch die Beweidung der auf gleicher Höhe liegenden terrestrischen Untersuchungsflächen könnte ein Bewuchs der aquatischen Untersuchungsflächen mit Röhricht- und Gehölzarten verhindert worden sein. Als Folge hätten sich ausgeprägte *Littorella uniflora*-Bestände in den aquatischen Untersuchungsflächen ausbilden können. Am Südufer ist der Zugang zum Wasser durch niedrigwüchsige, dicht stehende Gehölze (*Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) und *Crataegus*-(Weißdorn)Arten) z.T. behindert, so dass eine direkte Beweidung der aquatischen Untersuchungsflächen hier unwahrscheinlich ist.

Weiterhin konnten zwischen dem Vorkommen von Gehölzen und Röhrichten und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* negative Zusammenhänge in den terrestrischen und

aquatischen Untersuchungsflächen festgestellt werden (Tab. 6). Mögliche Ursachen hierfür könnten in einer stärkeren Beschattung der *Littorella uniflora*-Bestände durch Gehölze und dichte Röhrichte liegen. Darüber hinaus kann in sehr dichten Röhrichten auf Grund von einem dichten Rhizomgeflecht der Wurzelraum für *Littorella uniflora* nur eingeschränkt verfügbar sein.

Während der Projektlaufzeit sind an ausgewählten Ufern des Bültsees im März 2016 sowie in den Herbst- und Wintermonaten 2017/2018 Gehölzentnahmen und Bodenabträge von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Managementmaßnahmen durchgeführt worden. Ein Einfluss der Maßnahmen auf die hier dargestellten Ergebnisse kann weitestgehend ausgeschlossen werden. In der Untersuchung zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation (Kapitel 4.2) lagen zwar zwei Untersuchungsflächen in dem Bereich einer zuvor durchgeführten Bodenabtragsmaßnahme, jedoch wiesen beide Untersuchungsfläche eine vergleichbare Anzahl Arten und Anzahl Rote Liste Arten auf wie Untersuchungsflächen, die sich außerhalb des Bereichs der Maßnahme befanden. In der Untersuchung zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* (Kapitel 4.3) wies hingegen eine Untersuchungsfläche im Bereich einer Gehölzentnahme und Bodenabtragsmaßnahme keine Vegetation auf. Da jedoch andere Untersuchungsflächen im Bereich von durchgeführten Maßnahmen Vegetation mit unterschiedlichen Deckungsanteilen aufwiesen, kann der Einfluss der Maßnahmen weitestgehend ausgeschlossen werden.

Zusammenfassend zeigt sich, dass sich die Beweidung durch die Galloway-Rinder unterschiedlich auf *Littorella uniflora* je nach dessen Wuchsort auswirkt. In der Wechselwasserzone wirkt sich die direkte Beweidung sowohl leicht positiv (Trittspuren) als auch negativ (Fraßspuren) auf das Vorkommen von *Littorella uniflora* aus (Kapitel 4.2). Die submersen *Littorella uniflora*-Bestände in 50 cm Wassertiefe des Bültsees werden hingegen positiv durch eine Beweidung der Uferbereiche beeinflusst. Eine direkte Beweidung (Trittspuren) der submersen Bestände wirkt sich jedoch negativ auf *Littorella uniflora* aus (Kapitel 4.3). Weiterhin nimmt mit zunehmender Beweidung der Wechselwasserzone die Anzahl Gefäßpflanzenarten (im aquatischen und terrestrischen Bereich) und die Anzahl Rote Liste Arten (nur im aquatischen Bereich) zu (Kapitel 4.2). Insgesamt ist somit ein positiver Einfluss der Uferbeweidung auf die Gefäßpflanzendiversität in der Wechselwasserzone und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* in 50 cm Wassertiefe festzuhalten. Grundsätzlich ist jedoch zu beachten, dass in beiden Untersuchungen nur wenige Untersuchungsflächen mit Vorkommen von *Littorella uniflora* kartiert wurden und dass in vielen Untersuchungsflächen keine Beweidungsspuren festgestellt wurden. Als Folge wurden in den beiden Untersuchungen niedrige und häufig nicht signifikante Unterschiede und Korrelationen ermittelt, wodurch die erzielten Ergebnisse nur eingeschränkt aussagekräftig sind.

## 5 Projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit (Modul 4) und weitere Projektarbeit

### 5.1 Projekttreffen und Informationsveranstaltungen

- Projekt-Kick-Off-Treffen zwischen der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein am 19.10.2015 in Flintbek
- Informationsveranstaltung zur Vorstellung der Untersuchungskonzepte der beiden Exclosureexperimente (Modul 2) am 18.03.2016 im Rathaus der Stadt Bad Segeberg
- Teilnahme an der Informationsveranstaltung zur Vorstellung des Managementplans für das Fauna-Flora-Habitat-Gebiet DE-2027-301 ‚NSG Ihlsee und Ihlwald‘ am 14. Juli 2016 im Rathaus der Stadt Bad Segeberg
- Projekttreffen zwischen der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein am 14. Dezember 2017 in Hamburg

### 5.2 Publikationen und Vorträge

- Zeitungsartikel ‚Neues Forschungsprojekt mit Käfigen für Wasserlobelie‘ in den Lübecker Nachrichten vom 25./26.03.2016 von Wolfgang Glombik
- Projektbericht ‚Modul 1: Einordnung der schleswig-holsteinischen Strandlingsseen FFH-LRT 3110/30 und der Standorte von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* in die neuere europäische Literatur‘ vom 26.04.2016 (Lenzowski & Jensen 2016)
- Zeitungsartikel ‚Biologen versenken Käfige im Ihlsee‘ in den Lübecker Nachrichten vom 09. Juni 2016 von Wolfgang Glombik
- Informationstafeln ‚Untersuchung zu Rückgangsursachen und Entwicklungsmöglichkeiten der Wasser-Lobelie und des Gewöhnlichen Brachsenkrauts‘ für die Besucher des Ihlsee Strandbads im Sommer 2016
- Broschüre ‚Infobrief zur EG-Wasserrahmenrichtlinie 2016‘ vom Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, November 2016
- Vortrag ‚Exclosure-Untersuchung zum Einfluss von biotischen Faktoren auf Isoetiden im Ihlsee bei Bad Segeberg‘ beim Seminar ‚Schleswig-Holsteinische Seen – alles klar?‘ des Bildungszentrums für Natur, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins (BNUR) am 17.11.2016 in Flintbek
- Projektbericht ‚Sachstand der Projektarbeit Ende 2016‘ vom 26.01.2017 (Lenzowski & Jensen 2017)
- Posterbeitrag ‚Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Wasservögeln und Fischen auf die Isoetiden *Lobelia dortmanna* L. und *Isoetes lacustris* L.‘ auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie vom 25. bis 28. September 2017 in Cottbus
- Vortrag ‚Was bedeuten wühlende Fische (und Krebse) für die Strandlingsrasen?‘ beim Seminar ‚Oligotrophe Seen in Schleswig-Holstein: Bestand - Gefährdungen - Aufwertemöglichkeiten‘ des Bildungszentrums für Natur, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins (BNUR) am 10.10.2017 in Flintbek

- Artikel ‚Dynamics of Oxygen and Carbon dioxide in rhizospheres of *Lobelia dortmanna* - A planar optode study of belowground gas exchange between plants and sediment’ in der Zeitschrift *New Phytologist* (Lenzowski et al. 2018a)
- Onlineartikel der MIN-Fakultät und des Fachbereichs Biologie der Universität Hamburg über den Artikel ‚Dynamics of Oxygen and Carbon dioxide in rhizospheres of *Lobelia dortmanna* - A planar optode study of belowground gas exchange between plants and sediment’ vom 04. Januar 2018 und 10. Januar 2018, <https://www.min.uni-hamburg.de/ueber-die-fakultaet/aktuelles/2018/0104-neue-messmethode-veranschaulicht-sauerstoff-und-kohlendioxid-fluesse.html>
- Projektbericht ‚Sachstand der Projektarbeit Februar 2018‘ vom 22.02.2018 (Lenzowski & Jensen 2018)
- Bachelorarbeit von Diana Richter mit dem Titel ‚Einfluss von Konkurrenz und Trophie auf das Wachstum von *Littorella uniflora* (L.) Asch.‘ im Mai 2018 (Richter 2018)

### 5.3 Wissenschaftlicher Austausch

- Silke Oldorff vom Naturpark Stechlin-Ruppiner Land
- Dr. Hans-Helmut Poppendieck von der Universität Hamburg und Tobias Brose vom Loki Schmidt Garten der Universität Hamburg
- Dr. Eike Rachor vom Förderverein Wollingster See e.V.

### 5.4 Gewächshauskultur *Littorella uniflora*

Seit dem Sommer 2016 wird *Littorella uniflora* in den Forschungsgewächshäusern der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg kultiviert. Die Pflanzen wurden während mehrerer Geländebegehungen am Ihlsee bei Bad Segeberg und am Garrensee gesammelt, wobei vitale, entwurzelte *Littorella uniflora*-Pflanzen (Wasserform) aus dem Spülsaum und auf der Wasseroberfläche treibend entnommen wurden. Die Pflanzen werden sowohl als Wasserform (dauerhaft überstaut in einem sandigen Substrat; Abb. 30A) als auch als Landform (in einem dauerhaft feucht gehaltenen Kompost-Sand-Gemisch; Abb. 30B) kultiviert. Die Kultur der Pflanzen erfolgt bei einer Temperatur von 14°C/12°C (Tag/Nacht; im Sommer auch höher) und einem an die jeweilige Jahreszeit angepassten Lichtangebot. Auch nach Projektende wird die *Littorella uniflora*-Kultur fortgesetzt werden, so dass für eventuelle zukünftige wissenschaftliche Untersuchungen Pflanzenmaterial von *Littorella uniflora* zur Verfügung steht.

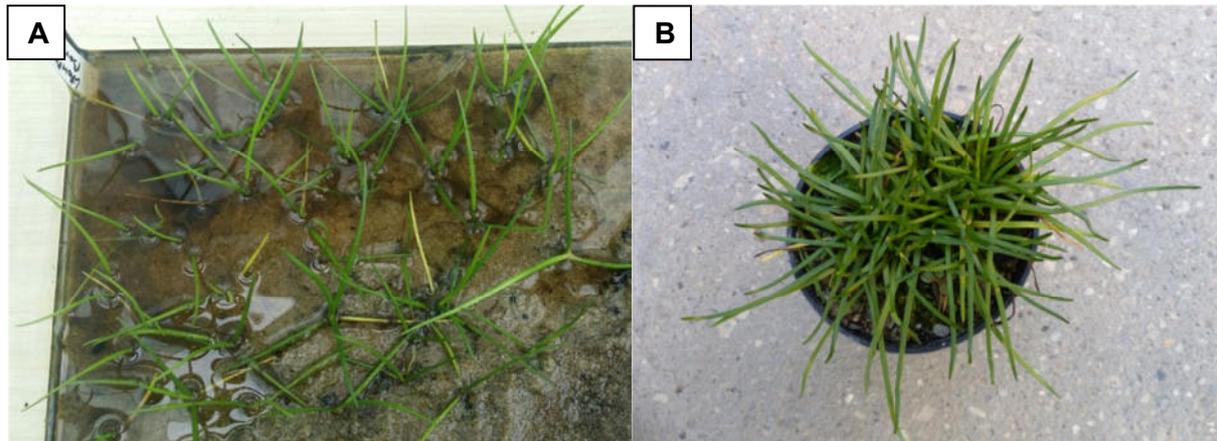


Abb. 30: Wasserform von *Littorella uniflora* in einem Aquarium mit einem sandigem Substrat (A) und Landform von *Littorella uniflora* in einem Pflanztopf mit einem Kompost-Sand-Gemisch (B). Zum Zeitpunkt des Fotos wurde das Wasser in dem Aquarium zur Reinigung abgelassen (A). Fotos: Nikola Lenzewski.

### 5.5 Dynamik von Sauerstoff (O<sub>2</sub>) und Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) in der Rhizosphäre von *Lobelia dortmanna*

In Kooperation mit Peter Mueller aus der Abteilung Angewandte Pflanzenökologie, Ketil Koop-Jakobsen vom Zentrum für Marine Umweltwissenschaften (MARUM) der Universität Bremen sowie Robert Meier und Gregor Liebsch von PreSens (Precision Sensing GmbH) wurde im Winter 2016/2017 eine Untersuchung zu räumlichen und zeitlichen Dynamiken von Sauerstoff (O<sub>2</sub>) und Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) in der Rhizosphäre von *Lobelia dortmanna* in Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit durchgeführt. Hierbei wurden *Lobelia dortmanna*-Pflanzen in kleine Aquarien (Rhizobox) in natürliches Substrat gepflanzt. Das Aquarium wurde hierfür an der Vorderseite geöffnet und die zu untersuchende Wurzel an den Rand des Aquariums auf das Substrat gelegt (Abb. 31A). Vor diese Wurzel wurden anschließend O<sub>2</sub>- oder CO<sub>2</sub>-sensitive Folien gelegt (Abb. 31B), die Vorderseite des Aquariums wieder geschlossen und anschließend das Aquarium mit Wasser gefüllt. Die *Lobelia dortmanna*-Pflanzen wurden wechselnden dunkel-hell-Phasen ausgesetzt und in regelmäßigen Abständen wurden mit Hilfe einer planaren Optode Fotos des Aquariums erstellt, aus denen mit Hilfe spezifischer Auswertungssoftware die Konzentrationen von O<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> in der Rhizosphäre dargestellt und gemessen werden können (Abb. 31C). Während die Methodik der Analyse von O<sub>2</sub> in der Rhizosphäre mit Hilfe von O<sub>2</sub>-sensitiven Folien und planaren Optoden bereits vielfach durchgeführt worden ist (z.B. Frederiksen & Glud 2006; Koop-Jakobsen & Wenzhöfer 2015), gibt es nur wenige Untersuchungen, die CO<sub>2</sub>-sensitive Folien in Kombination mit planaren Optoden nutzen (Blossfeld et al. 2013). Diese hier beschriebene Untersuchung ist die erste wissenschaftliche Untersuchung, die sowohl O<sub>2</sub> als auch CO<sub>2</sub> in der Rhizosphäre untersucht. Das Manuskript der Untersuchung mit dem Titel ‚Dynamics of Oxygen and Carbon dioxide in rhizospheres of *Lobelia dortmanna* - A planar optode study of belowground gas exchange between plants and sediment‘ wurde im September 2017 bei dem Journal ‚New Phytologist‘ eingereicht und im Januar 2018 veröffentlicht (Lenzewski et al. 2018a).



Abb. 31: *Lobelia dortmanna*-Pflanze mit zu untersuchender Wurzel in einem geöffnetem Aquarium (Rhizobox; A) und mit der vor der Wurzel platzierter O<sub>2</sub>-sensitiver Folie (B) sowie 2D-Bilder der Konzentration von O<sub>2</sub> (% atm. sat.) in der Rhizosphäre von *Lobelia dortmanna* im Dunkeln (links) und im Licht (rechts; C). Fotos: Nikola Lenzewski. Grafik C: Lenzewski et al. 2018b; verändert).

## 5.6 Erhebung *Lobelia dortmanna*-Population am Ihlsee bei Bad Segeberg

Am 23. August 2018 wurde die *Lobelia dortmanna*-Population am Nordufer des Ihlsees aufgesucht und eine Kartierung zur Abschätzung des Zustands der bereits von Stuhr et al. (2013) kartierten Flächenbestände von *Lobelia dortmanna* (Abb. 5B in Kapitel 3.2.1) durchgeführt. Hierzu wurden die einzelnen Flächenbestände nacheinander mit einem Ruderboot aufgesucht und je Flächenbestand die Anzahl Pflanzen, die Anzahl blühender und fruchtender Pflanzen sowie die Soziabilität nach Braun-Blanquet (1964) und die Vitalität nach Stuhr et al. (2013) der Pflanzen geschätzt. Da die Kartierung erst nach der Blütezeit von *Lobelia dortmanna* durchgeführt wurde, wurden für den Parameter der Anzahl blühender und fruchtender Pflanzen alle Pflanzen gezählt, die noch einen sichtbaren Blütenstängel aufwiesen, egal ob dieser vital oder bereits am Absterben war.

Insgesamt konnten im Jahr 2018 in sieben Flächenbeständen *Lobelia dortmanna*-Pflanzen angetroffen werden (Tab. 7), wobei im Vergleich zum Jahr 2013 die Anzahl der Pflanzen und die Anzahl der blühenden und fruchtenden Pflanzen z.T. deutlich niedriger war. Die Soziabilität und Vitalität der Pflanzen war im Jahr 2018 insgesamt vergleichbar mit dem Zustand der Pflanzen im Jahr 2013. Ein Flächenbestand (Nr. 13) konnte im Jahr 2018 auf Grund eines Anliegers nicht kartiert werden. In den Flächenbeständen 2-10 wurden im Jahr 2018 keine *Lobelia dortmanna*-Pflanzen angetroffen. Diese Flächen zeichneten sich zum einen durch ein sehr weiches Sediment aus, so dass zu befürchten ist, dass es hier in der Vergangenheit zu einem Entwurzeln von *Lobelia dortmanna*-Pflanzen gekommen ist. Weiterhin waren diese Flächen z.T. sehr dicht mit *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt) bewachsen. Auf Grund des niedrigen Wasserstandes des Ihlsees wurden diese Flächen nur vom Rand aus begutachtet, so dass nicht ausgeschlossen ist, dass in den Flächenbeständen unter den *Myriophyllum alterniflorum*-Beständen *Lobelia dortmanna*-Pflanzen anzutreffen waren. Insgesamt ist zu beachten, dass die hier dargestellten Ergebnisse nur eine Schätzung darstellen und dass es sehr unwahrscheinlich ist, dass im Bereich der Flächenbestände 2-10 keine *Lobelia dortmanna*-Pflanzen mehr vorkommen.

Tab. 7: Ergebnisse der Kartierung der Flächenbestände von *Lobelia dortmanna* (Abb. 5B in Kapitel 3.2.1) am Nordufer des Ihlsees für die Jahre 2013 (aus: Stuhr et al. 2013) und 2018. Angeben ist neben der Bestandsnr. und der Flächengröße in m<sup>2</sup>, die Anzahl Pflanzen, die Anzahl blühender und fruchtender Pflanzen sowie die Soziabilität (Braun-Blanquet 1964) und die Vitalität (Stuhr et al. 2013) der Pflanzen. Soziabilität: 1=Einzelprosse, 2=gruppen- oder horstweise wachsen, 3=truppweise wachsend (kleine Flecken und Polster), 4= in kleinen Kolonien wachsend oder ausgedehnte Flecken oder Teppiche bildend, 5=große Herden bildend. Vitalität: 1= sehr gut entwickelt, 2= gut entwickelt, 3=mäßig entwickelt, 4= schlecht entwickelt. ?=keine Aussage möglich, da der Flächenbestand nicht kartiert wurde.

Bestands-Nr.	2013					2018			
	Fläche (m <sup>2</sup> )	Anzahl Pflanzen	Anzahl blühend und fruchtend	Soziabilität	Vitalität	Anzahl Pflanzen	Anzahl blühend und fruchtend	Soziabilität	Vitalität
1	12	100	20	2-3	2	1		1	4
2	24	300	250	3	2	keine			
3	60	35	30	1	3	keine			
4	300	400	120	2-3	3	keine			
5	250	80	40	3	3	keine			
6	50	80	40	2	3	keine			
7	6	25	5	2	3	keine			
8	900	400	150	2	3	keine			
9	400	300	100	2	3	keine			
10	3200	900	600	2	3	keine			
11	500	80	10	1-2	3	50	10	1-2	2
12	900	2000	400	2-3	2-3	>1500	100	2-3	2
13	28	150	95	2	3	?			
14	1500	1001	150	2-3	3	300	50	3	3
15	500	500	100	2-3	3	70	10	2	3
16	75	150	50	2	3	50	10	2	3
17	120	200	50	2	3	130	25	2	3

## 6 Handlungsempfehlungen zum Schutz von Isoetiden im Ihlsee und im Bültsee

Maßnahmen zum Schutz von Isoetiden lassen sich in unterschiedliche Kategorien einstufen:

1. Verbesserung der allgemeinen Habitatbedingungen vor allem durch (weitere) Reduzierung der Nährstoffbelastung und Zulassen natürlicher Wasserstandsschwankungen der Gewässer
2. Schutz- bzw. Managementmaßnahmen für etablierte Isoetiden-Populationen
3. Wiederansiedlung von Isoetiden-Populationen

Grundsätzlich sollten prioritär und langfristig die **Habitatbedingungen der Strandlingsseen** so verbessert werden, dass die dort vorkommenden Populationen von Isoetiden auch ohne direkte Schutz- und Managementmaßnahmen und ohne Anpflanzungsmaßnahmen stabile Populationen aufbauen. Zu den prägenden Habitatbedingungen der Strandlingsseen gehören sehr geringe Nährstoffkonzentrationen (Smolders et al. 2002) sowie regelmäßig auftretende Wasserstandsschwankungen (Robe & Griffiths 1998). Durch die niedrigen Nährstoffkonzentrationen wird zum einen die Lichtverfügbarkeit für die Isoetiden durch geringere Trübung des Gewässers verbessert. Weiterhin profitieren die Isoetiden durch ihre ökophysiologischen Anpassungen (siehe Kapitel 2.1) von den nährstoffarmen Bedingungen, die ihnen bei diesen Habitatbedingungen einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Makrophyten verschaffen. Flache Uferverläufe und Wasserstandsschwankungen führen dazu, dass sich Populationen der Isoetiden (sowie anderer Makrophyten und auch von ‚ruderalen Konkurrenzarten‘) während der Niedrigwasserphasen auf den trockenfallenden Ufern etablieren, regenerieren bzw. ausbreiten können (vgl. Kapitel 3.3.2). Während anschließender Phasen mit höheren Wasserständen werden die nicht an Überflutung angepassten ‚ruderalen Konkurrenzarten‘ zurückgedrängt, so dass indirekt die Isoetiden (sowie andere Makrophytenarten) gefördert werden. Am Ihlsee bei Bad Segeberg sollten in geeigneten Bereichen steile Uferkanten abgeflacht werden, um ausgedehnte sandige wechselfeuchte Uferbereiche zu schaffen, so dass sich *Littorella uniflora* hier ansiedeln kann. Im Vergleich zu anderen Strandlingsseen (z.B. Garrensee im Kreis Herzogtum-Lauenburg; Abb. 32) fehlen diese Vorkommen von *Littorella uniflora* in wechselfeuchten Uferbereichen am Ihlsee nahezu vollständig.



Abb. 32: *Littorella uniflora* in einem flachen Uferbereich des Garrensees im Kreis Herzogtum-Lauenburg am 29.08.2016. Foto: Nikola Lenzewski.

**Schutz- bzw. Managementmaßnahmen für etablierte Isoetiden-Populationen** müssen auf der Kenntnis der Biologie der zu fördernden Arten beruhen. In den schleswig-holsteinischen Strandlingsseen, in denen es im Laufe der letzten Jahrzehnte zu einem Rückgang der Isoetiden gekommen ist, können Populationen von Isoetiden durch aktive Schutz- bzw. Managementmaßnahmen stabilisiert und gefördert werden. Durch die Schutz- und Managementmaßnahmen sollen die biotischen Interaktionen zwischen anderen Pflanzenarten und den Isoetiden zugunsten der Isoetiden beeinflusst werden und weiterhin sollen die Isoetiden vor übermäßiger Störung durch den Menschen geschützt werden. Hinsichtlich der zu beeinflussenden biotischen Interaktionen handelt es sich um Wechselwirkungen zwischen Pflanzen der Uferbereiche (vor allem Pflanzenarten der Röhrichte und Gehölzarten) und Isoetiden sowie Wechselwirkungen zwischen benthivoren Fischen (und auch Gänsen) und Isoetiden.

Im **Uferbereich von Strandlingsseen** stehen die Isoetiden in Konkurrenz zu Pflanzenarten der Röhrichte (z.B. *Phragmites australis* (Schilf)) und Gehölzarten (z.B. *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) und *Salix*(Weiden)-Arten). In Strandlingsseen mit für Isoetiden schlechten Habitatbedingungen (zu hohe Nährstoffkonzentrationen, ausbleibende Wasserstandsschwankungen) ist das Konkurrenzgefüge zu Ungunsten der Isoetiden verschoben. Managementmaßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung der Isoetiden zielen hier darauf ab, die Pflanzenarten der Röhrichte und Gehölze zu schädigen und so indirekt die Wuchsbedingungen für die Isoetiden zu verbessern. Maßnahmen können die (moderate) Beweidung von Uferbereichen (z.B. Bültsee bei Kosel), eine Mahd von Röhrichten oder auch der Rückschnitt von Gehölzen sein (z.B. Wollingster See in Niedersachsen (Buchwald & Willen in Druck)). Weiterhin kommt das Abtragen des Oberbodens im Uferbereich, als Maßnahme in Frage, da hierdurch gleichzeitig die Nährstoffverfügbarkeit vermindert und die Konkurrenzbedingungen zugunsten der Isoetiden

verschoben werden (z.B. Bültsee und Wollingster See (Buchwald & Willen in Druck)). Für den Bültsee bei Kosel ist ein längerfristiges Monitoring der Auswirkungen der, in den letzten Jahren, durchgeführten Maßnahmen (Beweidung mit Galloway-Rindern, Gehölzentnahme und Oberbodenabtrag) zu empfehlen. Die in diesem Projekt erzielten Ergebnisse können erst mit einem längerfristigen Monitoring verifiziert werden, wobei die während der Projektlaufzeit durchgeführten Untersuchungen hierfür in Zukunft fortgesetzt werden könnten.

In den **Flachwasserbereichen der Strandlingsseen** kann es aufgrund erhöhter Populationsdichten benthivorer Fische zu ausgeprägten Wühltätigkeiten im Sediment kommen (siehe z.B. Oldorff & Kirschey 2017), durch die Isoetiden entwurzelt und geschädigt werden können. Weiterhin können herbivore Fische und Krebse oder auch Wasservögel zu direkten Schäden an Beständen der Isoetiden führen. Schutz- und Managementmaßnahmen für die Isoetiden umfassen hier die Reduktion des Fischbesatzes und den direkten Schutz von Beständen der Isoetiden durch Zäunung und/oder Käfige. Im Ihlsee bei Bad Segeberg (und auch in experimentellen Untersuchungen am Wollingster See und Silbersee in Niedersachsen (Buchwald & Willen in Druck)) wurden allerdings auch indirekte, negative Effekte von Käfigen auf Isoetiden festgestellt. Innerhalb der Käfige kam es zu einer erhöhten Ansammlung von Detritus, wodurch sich die Wuchsbedingungen für die Isoetiden verschlechterten. Das wasserseitige Abzäunen von Uferbereichen scheint sich im Wollingster See sowie im Silbersee positiv auf die Bestände der Isoetiden auszuwirken (Buchwald & Willen in Druck). Hierbei ist allerdings zu beachten, dass Zäunungen einen relativ großen Unterhaltungsaufwand benötigen (zu empfehlen sind regelmäßige/wöchentliche Kontrollgänge, bei denen der Zaun überprüft und gegebenenfalls instandgesetzt wird). Am Ihlsee bei Bad Segeberg sollte die Entnahme von Weißfischen und Krebsen aus dem Gewässer in Zukunft fortgesetzt werden. Deutliche Wühlkrater in den Flachwasserbereichen des Ihlsees deuten auf eine negative Beeinflussung von Isoetiden und andere Makrophyten hin (vgl. Kapitel 3.4) und zudem sind einige der im Ihlsee vorkommenden Fischarten (z.B. der Karpfen) keine charakteristischen Arten nährstoffarmer Gewässer.

Grundsätzlich zeigen die Untersuchungen an norddeutschen Seen, dass die **Intensität der Störung ein Schlüssel für das Management von Isoetiden** ist: Bei zu hoher Störung (z.B. am Ihlsee in den Flachwasserbereichen beim Strandbad) können sich keine Populationen von Isoetiden entwickeln. Hier sind Maßnahmen zu ergreifen, die die Störung durch den Menschen vermindern und eine Etablierung von Isoetiden zumindest in Randbereichen erlauben. So ist für die Randbereiche des Strandbades am Ihlsee eine Zäunung zu empfehlen, um die Störungen des Sedimentes durch den Menschen zu minimieren und eine Regeneration der Isoetiden zu erreichen. Die Kombination aus Metallzaun und Schwimmleine ist nicht ausreichend, um die Randbereiche des Strandbades vor der Betretung durch Strandbadbesucher zu schützen. Gleichzeitig ist das komplette Ausbleiben von Störungen in Strandlingsseen mit ungünstigen Habitatbedingungen ebenfalls problematisch, da unter diesen Bedingungen Konkurrenzvorteile für hochproduktive Makrophyten im Flachwasserbereich sowie für Röhricht- und Gehölzarten im Uferbereich entstehen. Hier ist eine moderate Störung notwendig, um die Konkurrenzbeziehungen zugunsten der schwachproduktiven und lichtbedürftigen Isoetiden zu verändern. Für die Flachwasserbereiche nördlich des Strandbades am Ihlsee ist ein regelmäßiges Monitoring der Vegetation zu empfehlen, da diese flachen Uferbereiche das Potential für eine dauerhafte Etablierung von Isoetiden aufweisen (vgl. Kapitel 3.3 und Kapitel 3.4). Sich auf

Grund von ausbleibenden Störungen in diesem Bereich eventuell etablierende Gehölze und Röhrichtbestände sollten flächenscharf gemonitort werden und deren Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation geprüft werden.

Eine **Anpflanzung bzw. Wiederansiedlung von Isoetiden** sollte nur in Betracht gezogen werden, wenn sichergestellt ist, dass die entsprechenden Seen Habitatbedingungen aufweisen, bei denen die Isoetiden mittelfristig auch ohne aufwändige Schutz- und Managementmaßnahmen stabile Populationen aufbauen können. Hinsichtlich Anpflanzungen von Isoetiden gibt es nur wenige Erfahrungen. So wurden bislang lediglich Experimente mit wenigen Individuen im Ihlsee, im Wollingster See sowie im Silbersee durchgeführt. Für *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und *Isoetes lacustris* konnte gezeigt werden, dass ein Überleben angesiedelter Individuen grundsätzlich möglich ist (Buchwald & Willen in Druck; Kapitel 3.3). Am Wollingster See und Silbersee wirkten sich Käfige zum Schutz der angesiedelten Individuen positiv auf das Überleben aus. In zukünftigen Experimenten sollte in großflächigen Ansätzen erprobt werden, welche Form der Anpflanzung für die einzelnen Arten besonders geeignet erscheint (z.B. Einpflanzen von Pflanzenmaterial aus Spülsäumen versus vorkultiviertes Pflanzenmaterial) und welche Form von Schutzmaßnahmen (Zäunung, Käfige, direkte Beseitigung von Konkurrenten) in den ersten Jahren nach der Anpflanzungsmaßnahme notwendig sind, um einen hohen Erfolg hinsichtlich Überleben und Etablierung zu erzielen.

Grundsätzlich sollte für alle Maßnahmen im Einzelfall geprüft werden, ob und in welchem Umfang diese Maßnahmen für die Strandlingsseen in Schleswig-Holstein geeignet sind. Die Durchführung bzw. Fortführung von Maßnahmen muss in jedem Fall durch ein mehrjähriges Monitoring begleitet werden. Prioritär ist zunächst jedoch eine erneute Detailkartierung der Vorkommen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* am Ihlsee (Stuhr et al. 2013) als **Grundlage für zukünftige Maßnahmen** zu empfehlen und auch eine feinere Kartierung der Vorkommen von *Littorella uniflora* am Ihlsee und am Bültsee, als bisher durchgeführt, ist ebenfalls anzuregen. Weiterhin sollte als Grundlage die Ausbreitungsbiologie von *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* am Ihlsee und am Bültsee analysiert werden, so dass zukünftige Maßnahmen auf die tatsächlichen Fortpflanzungs- und Ausbreitungsmechanismen abgestimmt werden können. **Forschungsbedarf** besteht weiterhin in der Quantifizierung der Auswirkungen benthivorer Fische und gründelnder Wasservögel auf die Isoetidenvegetation am Ihlsee. Entsprechende Untersuchungen sollten bei Verwendung von Metallkäfigen Käfige mit einer größeren Grundfläche und größeren Maschenweite einsetzen, wobei auch eine Abzäunung größere Flachwasserbereiche denkbar ist. Weiterhin könnten die Auswirkungen des weichen Sediments im Norden des Ihlsees auf die Sensitivität des Entwurzeln von Isoetiden in den Fokus genommen werden, welches in Kombination mit den Auswirkungen von Fischen und Wasservögeln untersucht werden könnte.

## 7 Zusammenfassung

Im Rahmen des vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein beauftragten Projekts ‚Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen‘ untersuchte die Abteilung Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg von Oktober 2015 bis Februar 2019 mögliche Rückgangsursachen und Fördermaßnahmen der Isoetiden *Littorella uniflora* (Europäischer Strandling), *Lobelia dortmanna* (Wasser-Lobelie) und *Isoetes lacustris* (Gewöhnliches Brachsenkraut) in ehemaligen oligotrophen Gewässern in Schleswig-Holstein.

Isoetiden sind eine morphologisch ähnliche Gruppe von Gefäßpflanzenarten, die durch das Vorhandensein von niedrigwüchsigen schmalblättrigen und aerenchymreichen Rosetten gekennzeichnet sind. Isoetiden sind charakteristische Gefäßpflanzenarten oligotropher Gewässer, welche sich neben einer geringen Alkalinität durch geringe Phosphat-Gehalte und hohe Redoxpotentiale auszeichnen (Smolders et al. 2002). Spezifische morphologische und ökophysiologische Anpassungen (CAM-ähnliche Photosynthese, Mykorrhiza, Nutzung von CO<sub>2</sub> aus dem Sediment, ‚radial oxygen loss‘) ermöglichen den Isoetiden die Besiedlung dieser durch Nährstoffarmut und geringe CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit geprägten Habitate.

Die Isoetiden *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* sind innerhalb des Fauna-Flora-Habitat-Lebensraumtyps 3110 (Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (*Littorelletalia uniflorae*)) miteinander vergesellschaftet. In Schleswig-Holstein findet sich das aktuell einzige gleichzeitige Vorkommen der drei Arten im Ihlsee bei Bad Segeberg, wobei in den letzten Jahren z.T. starke Rückgänge von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* dokumentiert wurden. Im Bültsee bei Kosel wurde noch 1990 alle drei Arten im Gewässer nachgewiesen, jedoch konnten *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* seit 2007 nicht mehr im Gewässer angetroffen werden, so dass diese Populationen zurzeit als verschollen gelten. Für die Rückgänge am Ihlsee bei Bad Segeberg werden die Ausbreitung von Röhrichten, Vertritt durch Badebetrieb, Fraßschäden durch Wasservögel und Krebse, Wühlschäden durch Fische oder auch eine Anreicherung von organischer Substanz in den Sedimenten als Ursache diskutiert (Stuhr et al. 2013). Durch die Bestandsrückgänge der drei Arten und den wenigen Vorkommen in Schleswig-Holstein, sind die drei Arten als vom Aussterben bedroht (Rote Liste Status 1; *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris*) bzw. als stark gefährdet (Rote Liste Status 2; *Littorella uniflora*) eingestuft (Mierwald & Romahn 2006).

Im Rahmen dieses Projekts wurden am Ihlsee bei Bad Segeberg zwei Freilandexperimente mit dem Ziel der Quantifizierung der Auswirkungen von Fraß- und Wühltätigkeiten von Fischen und Wasservögeln auf Makrophyten durchgeführt. Es wird vermutet, dass zum einen Wühltätigkeiten benthivorer Fische, z.B. durch Karpfen, durch Aufwirbelung des Sediments zu einem Entwurzeln von Isoetiden geführt haben könnten. Zusätzlich kann durch wiederholtes Aufwirbeln des Sediments eine Besiedlung des Sediments durch Makrophyten verhindert werden. Weiterhin können auch Fraßtätigkeiten von Wasservögeln und Krebsen zu einer Schädigung von etablierten Pflanzen geführt haben. Um den Einfluss dieser Fraß- und Wühltätigkeiten auf etablierte Bestände von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* zu untersuchen, wurde in den Jahren 2016 und 2017 ein Exclosureexperiment am Nordufer des Ihlsees durchgeführt. Es wurde

untersucht, ob es durch Fraß- und Wühltätigkeiten zu einem Verlust von Pflanzen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* kommt. In einem zweiten Exlosureexperiment in den Flachwasserbereichen beim Strandbad im Osten des Ihlsees, wurde von 2016 bis 2018 der Einfluss von Schutzzonen auf die natürliche Reetablierung von Isoetiden und anderen Makrophyten analysiert. Es wurde untersucht, ob es in geschützten Bereichen zu einer stärkeren Etablierung von Makrophyten auf Grund von fehlender Störung durch Wasservögel, Fische und Krebse im Vergleich zu nicht-geschützten Bereichen kommt.

Im Exlosureexperiment am Nordufer des Ihlsees konnte kein Unterschied im Verlust von Pflanzen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* zwischen vor Fischen und Wasservögeln geschützten und nicht-geschützten Pflanzenbeständen festgestellt werden. Dieses Ergebnis ist jedoch der Tatsache geschuldet, dass es innerhalb der Metallkäfige zu einer erhöhten Sedimentation gekommen ist, in dessen Folge Pflanzen abgestorben sind. Die verwendeten Metallkäfige wiesen eine zu geringe Grundfläche und zu kleine Maschenweite auf und waren somit zur Quantifizierung von Fraß- und Wühltätigkeiten ungeeignet. Eine negative Beeinflussung von benthivoren Fischen sowie herbivoren Wasservögeln und Krebsen kann demnach nach wie vor nicht ausgeschlossen werden. Zahlreiche Wühlkrater in vegetationsfreien Uferbereichen in den nicht-geschützten Pflanzenbeständen von *Lobelia dortmanna* deuten stattdessen auf einen negativen Effekt durch benthivore Fische hin. In den Flachwasserbereichen beim Strandbad im Osten des Ihlsees wurde eine höhere Anzahl Taxa und Anzahl Makrophyten in den geschützten Uferbereiche im Vergleich zu den nicht-geschützten Uferbereichen festgestellt. Die Schutzzonen hatten somit einen positiven Effekt auf die Etablierung von Pflanzenarten und im Besonderen auf Makrophytenarten in den flachen Uferbereichen. Weiterhin wirkte sich das Trockenfallen der Flachwasserbereiche im Jahr 2018 positiv auf das Vorkommen von Makrophyten und terrestrischen Gefäßpflanzenarten aus, wobei auch *Littorella uniflora* in den trockengefallenen Uferbereichen identifiziert wurde.

Im Rahmen dieses Projekts wurden am Bültsee zwei vegetationskundliche Untersuchungen mit dem Ziel der Quantifizierung der Auswirkungen der Galloway-Beweidung auf die Vegetation durchgeführt. Um den Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees zu untersuchen, wurden im Sommer 2017 Vegetationsaufnahmen in den gehölzfreien Uferbereichen am Südwest- und Südostufer des Sees durchgeführt. Es sollte analysiert werden, ob sich die Vegetation in den aquatischen und terrestrischen Zonen zwischen den beiden untersuchten Ufern unterscheidet und ob diese Unterschiede auf ein unterschiedlich starkes Maß an Beweidung zurückzuführen sind. Um den Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufer- und Flachwasserbestände von *Littorella uniflora* im Bültsee zu quantifizieren, wurde im Jahr 2018 eine Kartierung der Art entlang der gesamten Uferlinie des Sees in aquatischen und terrestrischen Uferbereichen durchgeführt. Es sollte untersucht werden, ob es einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *Littorella uniflora* und der Galloway-Beweidung gibt.

Die Ergebnisse der beiden vegetationskundlichen Untersuchungen am Bültsee zeigen, dass sich die Beweidung durch die Galloway-Rinder unterschiedlich auf *Littorella uniflora* je nach dessen Wuchsort auswirkt. In der Wechselwasserzone wirkt sich die direkte Beweidung sowohl leicht positiv als auch leicht negativ auf das Vorkommen von *Littorella uniflora* aus. Die submersen *Littorella uniflora*-Bestände in 50 cm Wassertiefe des Bültsees werden hingegen positiv durch eine

Beweidung der Uferbereiche beeinflusst. Eine direkte Beweidung (Tritt) der submersen Bestände wirkt sich jedoch negativ auf *Littorella uniflora* aus. Weiterhin nimmt mit zunehmender Beweidung der Wechselwasserzone die Anzahl Gefäßpflanzenarten (im aquatischen und terrestrischen Bereich) und die Anzahl Rote Liste Arten (nur im aquatischen Bereich) zu. Insgesamt ist somit ein positiver Einfluss der Uferbeweidung auf die Gefäßpflanzendiversität in der Wechselwasserzone und dem Vorkommen von *Littorella uniflora* in 50 cm Wassertiefe festzuhalten.

Als Handlungsempfehlungen zum Schutz von Isoetiden im Ihlsee bei Bad Segeberg und Bültsee bei Kosel ist zunächst die Verbesserung der allgemeinen Habitatbedingungen der Arten zu nennen. Die Nährstoffbelastung der Gewässer sollte (weiter) reduziert werden und am Ihlsee sollten zudem in geeigneten Bereichen flach ansteigende, sandige Uferbereiche eingerichtet werden, um eine Etablierung der am Ihlsee fehlenden wechselfeuchten *Littorella uniflora*-Vorkommen zu ermöglichen. In Strandlingsseen mit für Isoetiden schlechten Habitatbedingungen, können etablierte Isoetiden-Populationen durch Schutz- bzw. Managementmaßnahmen gefördert werden. Maßnahmen, wie eine Beweidung von Uferbereichen, eine Mahd von Röhrichten und ein Rückschnitt von Gehölzen, eine Weißfischentnahme oder ein Oberbodenabtrag, sollten in jedem Fall durch ein langfristiges Monitoring begleitet werden. Für den Bültsee bei Kosel ist ein längerfristiges Monitoring der Auswirkungen der, in den letzten Jahren, durchgeführten Maßnahmen (Beweidung mit Galloway-Rindern, Gehölzentnahme und Oberbodenabtrag) zu empfehlen. Die in diesem Projekt erzielten Ergebnisse können erst mit einem längerfristigen Monitoring verifiziert werden, wobei die während der Projektlaufzeit durchgeführten Untersuchungen hierfür in Zukunft fortgesetzt werden könnten. Am Ihlsee bei Bad Segeberg sollte die Entnahme von Weißfischen und Krebsen aus dem Gewässer in Zukunft fortgesetzt werden und auch das wasserseitige Abzäunen von Uferbereichen im Bereich des Strandbades zur Förderung von Isoetiden ist zu Empfehlen.

Eine Anpflanzung bzw. Wiederansiedlung von Isoetiden sollte grundsätzlich nur in Betracht gezogen werden, wenn sichergestellt ist, dass die entsprechenden Seen Habitatbedingungen aufweisen, bei denen die Isoetiden mittelfristig auch ohne aufwändige Schutz- und Managementmaßnahmen stabile Populationen aufbauen können. In zukünftigen Experimenten sollte in großflächigen Ansätzen erprobt werden, welche Form der Anpflanzung für die einzelnen Arten besonders geeignet erscheint und welche Form von Schutzmaßnahmen in den ersten Jahren nach der Anpflanzungsmaßnahme notwendig sind. Grundsätzlich sollte für alle Maßnahmen im Einzelfall geprüft werden, ob und in welchem Umfang diese Maßnahmen für die Strandlingsseen in Schleswig-Holstein geeignet sind. Die Durchführung bzw. Fortführung von Maßnahmen muss in jedem Fall durch ein mehrjähriges Monitoring begleitet werden.

Mit Blick auf zukünftige Maßnahmen ist vorab eine erneute Detailkartierung der Vorkommen von *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* am Ihlsee (Stuhr et al. 2013) zu empfehlen und weiterhin sollten auch die Vorkommen von *Littorella uniflora* am Ihlsee und am Bültsee feiner kartiert werden. Zusätzlich sollten die Fortpflanzungs- und Ausbreitungsmechanismen der drei Arten am Ihlsee und am Bültsee näher analysiert werden. Auf Grundlage dieser Ergebnisse könnten zukünftige Maßnahmen abgestimmt werden und somit die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahmen erhöht werden. Forschungsbedarf besteht weiterhin in der Quantifizierung der

Auswirkungen benthivorer Fische und gründelnder Wasservögel auf die Isoetidenvegetation am Ihlsee. Weiterhin könnten die Auswirkungen des weichen Sediments im Norden des Ihlsees auf die Sensitivität des Entwurzeln von Isoetiden in den Fokus genommen werden.

## 8 Literaturverzeichnis

- Adler, P. B., Raff, D. A., Lauenroth, W. K. (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, **128(4)**, 465–479.
- Andersen, F. Ø., Andersen, T. (2006) Effects of arbuscular mycorrhizae on biomass and nutrients in the aquatic plant *Littorella uniflora*. *Freshwater Biology*, **51(9)**, 1623–1633.
- Arts, G. H. P., van der Heijden, R. A. J. M. (1990) Germination ecology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. *Aquatic Botany*, **37(2)**, 139–151.
- Baastrup-Spohr, L., Kragh, T., Petersen, K., Moeslund, B., Schou, J. Chr., Sand-Jensen, K. (2016) Remarkable richness of aquatic macrophytes in 3-years old re-established Lake Fil, Denmark. *Ecological Engineering*, **95**, 375–383.
- Baatrup-Pedersen, A., Madsen, T. V. (1999) Interdependence of CO<sub>2</sub> and inorganic nitrogen on crassulacean acid metabolism and efficiency of nitrogen use by *Littorella uniflora* (L.) Aschers. *Plant, Cell and Environment*, **22(5)**, 535–542.
- Bakker, E. S., Olf, H. (2003) Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 465–474.
- Blossfeld, S., Schreiber, C. M., Liebsch, G., Kuhn, A. J., Hinsinger, P. (2013) Quantitative imaging of rhizosphere pH and CO<sub>2</sub> dynamics with planar optodes. *Annals of Botany*, **112(2)**, 267–276.
- Bonis, A., Grillas, P. (2002) Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: A review. *Aquatic Botany*, **72(3–4)**, 235–248.
- Boston, H. L. (1986) A discussion of the adaptations for carbon acquisition in relation to the growth strategy of aquatic isoetids. *Aquatic Botany*, **26**, 259–270.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer Verlag, Wien.
- Buchwald, R., Willen, M. (im Druck) Langjähriges Monitoring von Kennarten oligotropher Stillgewässer (*Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*) sowie ausgewählter hydrochemischer und -physikalischer Parameter im Wollingster See, Landkreis Cuxhaven. *Sonderheft der Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*.
- Carvell, C. (2002) Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, **103**, 33–49.
- Chaichana, R., Leah, R., Moss, B. (2011) Seasonal impact of waterfowl on communities of macrophytes in a shallow lake. *Aquatic Botany*, **95(1)**, 39–44.
- Christensen, E. (1999) Bestimmungshilfen für Seggen und vegetativ ähnliche Riedgräser des norddeutschen Flachlandes im blütenlosen Zustand - Teil 2. *Rundbrief zur botanischen Erfassung des Kreises Plön (Nord-Teil)*, **8(1)**, 1–16.
- Christensen, K. K., Jensen, H. S., Andersen, F. Ø., Wigand, C., Holmer, M. (1998) Interferences between root plaque formation and phosphorus availability for isoetids in sediments of oligotrophic lakes. *Biogeochemistry*, **43(2)**, 107–128.
- Christensen, K. K., Wigand, C. (1998) Formation of root plaques and their influence on tissue phosphorus content in *Lobelia dortmanna*. *Aquatic Botany*, **61(2)**, 111–122.
- Couvreur, M., Christiaen B., Verheyen, K., Hermy, M. (2004) Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science*, **7(2)**, 229–236.
- DIN ISO 10390. *Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes*.
- DIN ISO 11265. *Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit*.
- Ellenberg, H., Weber, H. W., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, **18**, 1–248.
- FFH-Richtlinie (2006) *Anhang I der FFH-Richtlinie (92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21 Mai 1992) in der Fassung vom 20.11.2006 (RL 2006/105/EG)*.

- Förderverein Wollingster See e.V. (2019) *Förderverein Wollingster See e.V.*. <http://wollingster-see.de>, letzter Zugriff: 26.01.2019.
- Frandsen, M., Nilsson, B., Engesgaard, P., Pedersen, O. (2012) Groundwater seepage stimulates the growth of aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, **57(5)**, 907–921.
- Frederiksen, M. S., Glud, R. N. (2006) Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Zostera marina*: A two-dimensional planar optode study. *Limnology and Oceanography*, **51(2)**, 1072–1083.
- Greenwood, K. L., McKenzie, B. M. (2001) Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, **41**, 1231–1250.
- Hayes, G. F., Holl, K. D. (2003) Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology*, **17(6)**, 1694–1702.
- Herrmann, M., Saunders, A. M., Schramm, A. (2009) Effect of lake trophic status and rooted macrophytes on community composition and abundance of ammonia-oxidizing prokaryotes in freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, **75(10)**, 3127–3136.
- Huser, B., Bartels, P. (2015) Feeding ecology of carp. In: Pietsch, C., Hirsch, P. (2015) *Biology and ecology of carp*. 217–243, CRC Press.
- Jäger, E. J. (Hrsg., 2017) *Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband*, **21.**, durchgesehene Auflage, 1-930, Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.
- John, H., Richert, E. (2011) Hydrochorie ausgewählter Arten der Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften (*Littorelletea*, *Isoëto-Nanojuncetea*) im Erzgebirge. *Tuexenia*, **31**, 87–104.
- Jones, W. M., Fraser, L. H., Curtis, P. J. (2011) Plant community functional shifts in response to livestock grazing in intermountain depressional wetlands in British Columbia, Canada. *Biological Conservation*, **144(1)**, 511–517.
- Joyce, C. (2001) The sensitivity of a species-rich flood-meadow plant community to fertilizer nitrogen: the Lužnice river floodplain, Czech Republic. *Plant Ecology*, **155**, 47–60.
- Kämmer, G. (2002) Galloway-based grazing systems in Schleswig-Holstein (Germany) - projects run by the BUNDE WISCHEN e.V. association. In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder E. (2002) *Pasture Landscapes and Nature Conservation*, 209–218, Springer Verlag.
- Käsermann, C., Moser, D. (1999a) *Isoëtes lacustris* L. (See-Brachsenkraut). *Merkmaleblätter Artenschutz: Blütenpflanzen und Farne*, 168–169. [https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/merkblaetter\\_artenschutz\\_de/isoec\\_lacu\\_d.pdf](https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/merkblaetter_artenschutz_de/isoec_lacu_d.pdf), letzter Zugriff: 19.02.2019.
- Käsermann, C., Moser, D. (1999b) *Littorella uniflora* (L.) Asch. (Strandling). *Merkmaleblätter Artenschutz: Blütenpflanzen und Farne*, 190–191. [https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/merkblaetter\\_artenschutz\\_de/litt\\_unif\\_d.pdf](https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/merkblaetter_artenschutz_de/litt_unif_d.pdf), letzter Zugriff: 19.02.2019.
- Klimek, S., Richter gen. Kemmermann, A., Hofmann, M., Isselstein, J. (2007) Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*, **134(4)**, 559–570.
- Kolada, A., Piotrowicz, R., Wilk-Woźniak, E., Dynowski, P., Klimasyk, P. (2017) Conservation status of the Natura 2000 habitat 3110 in Poland: Monitoring, classification and trends. *Limnological Review*, **17(4)**, 215–222.
- Koop-Jakobsen, K., Wenzhöfer, F. (2015) The dynamics of plant-mediated sediment oxygenation in *Spartina anglica* rhizospheres—a planar optode study. *Estuaries and Coasts*, **38(3)**, 951–963.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U., May, R. (1998) Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **29**, 299–444.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996) Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **28**, 21–187.
- Küchler, H., Grüning, A., Hangartner, R., Küchler, M. (2009) Vegetation change and effects of cattle grazing in the transition mire “Burgmoos”. *Botanica Helvetica*, **119(2)**, 95–104.

- Larcher, W. (2001) *Ökophysiologie der Pflanzen*. 6., neubearbeitete Auflage, 1-408, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Lenzowski, N., Mueller, P., Meier, R. J., Liebsch, G., Jensen, K., Koop-Jakobsen, K. (2018a) Dynamics of oxygen and carbon dioxide in rhizospheres of *Lobelia dortmanna* - A planar optode study of belowground gas exchange between plants and sediment. *New Phytologist*, **218**, 131–141.
- Lenzowski, N., Mueller, P., Meier, R. J., Liebsch, G., Jensen, K., Koop-Jakobsen, K. (2018b) Dynamics of oxygen and carbon dioxide in rhizospheres of *Lobelia dortmanna* - A planar optode study of belowground gas exchange between plants and sediment. Supporting information.
- Lenzowski, N., Jensen, K. (2016) *Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen – Modul 1: Einordnung der schleswig-holsteinischen Strandlingsseen FFH-LRT 3110/30 und der Standorte von Lobelia dortmanna und Isoetes lacustris in die neuere europäische Literatur*. Unveröffentlichter Projektbericht.
- Lenzowski, N., Jensen, K. (2017) *Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen - Sachstand der Projektarbeit Ende 2016*. Unveröffentlichter Projektbericht.
- Lenzowski, N., Jensen, K. (2018) *Maßnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen - Sachstand der Projektarbeit Februar 2018*. Unveröffentlichter Projektbericht.
- Leyer, I., Wesche, K. (2007) *Multivariate Statistik in der Ökologie*. 1-221, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- McCune, B., Mefford, M. J. (2006) *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. Version 5.31, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MELUR (2015) *Umweltdaten zum Bültsee und Ihlsee*. <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenalle.php?alle=ja>, letzter Zugriff: 25.11.2015.
- Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J.-Y., Lila, M. (2002) Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 120–133.
- Meusel, H., Jäger, E. (2015) *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. <http://chorologie.biologie.uni-halle.de//choro/>, letzter Zugriff: 27.11.2015.
- Mierwald, U., Romahn, K. (2006) *Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins - Rote Liste*. **Band 1**, 4. Fassung, 1-122.
- NATURA 2000 (2018) *Verbreitung der Lebensraumtypen 3110 und 3130 in Deutschland*. <http://www.ffh-gebiete.de/lebensraumtypen/verbreitung/>, letzter Zugriff: 28.11.2015.
- Oldorff, S., Kirschey, T. (2017) Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple enclosure experiment. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **27**, 63–80.
- Pakeman, R. J. (2004) Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. *Journal of Ecology*, **92**, 893–905.
- Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen (2019) *Littorella uniflora*. [http://www.ex-situ-erhaltung.de/pflanzenarten/1/index.php?id\\_art=278](http://www.ex-situ-erhaltung.de/pflanzenarten/1/index.php?id_art=278), letzter Zugriff: 19.02.2019.
- Raabe, E.-W. (1975) Gramineen-Bestimmungsschlüssel. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein*, **7(2)**, 17–44.
- Richter, D. (2018) *Einfluss von Konkurrenz und Trophie auf das Wachstum von Littorella uniflora (L.) Asch.*. Bachelorarbeit, Universität Hamburg.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2006) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 2. fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, **34**, 1-318.
- Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U. (2014) *Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAW A für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen*. 1-34.

- Risgaard-Petersen, N., Jensen, K. (1997) Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L.. *Limnology and Oceanography*, **42(3)**, 529–537.
- Robe, W. E., Griffiths, H. (1998) Adaptations for an amphibious life: changes in leaf morphology, growth rate, carbon and nitrogen investment, and reproduction during adjustment to emersion by the freshwater macrophyte *Littorella uniflora*. *New Phytologist*, **140**, 9–23.
- Rørslett, B. (1991) Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, **39(1–2)**, 173–193.
- Rørslett, B., Brettum, P. (1989) The genus *Isoetes* in Scandinavia: An ecological review and perspectives. *Aquatic Botany*, **35**, 223–261.
- Sand-Jensen, K., Bruun, H. H., Nielsen, T. F., Christiansen, D. M., Hartvig, P., Schou, J. C., Baastrup-Spohr (2018) The dangers of being a small, oligotrophic and light demanding freshwater plant across a spatial and historical eutrophication gradient in Southern Scandinavia. *Frontiers in Plant Science*, **9**, 1–14.
- Schaich, H., Rudner, M., Konold, W. (2010) Short-term impact of river restoration and grazing on floodplain vegetation in Luxembourg. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **139(1–2)**, 142–149.
- Schulz, T. T., Leininger, W. C. (1990) Differences in riparian vegetation structure between grazed areas and exclosures. *Journal of Range Management*, **43(4)**, 295–299.
- Schuman, G. E., Reeder, J. D., Manley, J. T., Hart, R. H., Manley, W. A. (1999) Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications*, **9(1)**, 65–71.
- Schuurkes, J. A. A. R., Kok, C. J., den Hartog, C. (1986) Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquatic Botany*, **24**, 131–146.
- Schwerdtfeger, J. (2008) *Vegetationsökologische Untersuchung in halboffenen Weidelandschaften*. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- Smits, A. J. M., Laan, P., Thier, R. H., van de Velde, G. (1990) Root aerenchyma, oxygen leakage patterns and alcoholic fermentation ability of the roots of some nymphaeid and isoetid macrophytes in relation to the sediment type of their habitat. *Aquatic Botany*, **38(1)**, 3–17.
- Smolders, A. J. P., Lucassen, E. C. H. E. T., Roelofs, J. G. M. (2002) The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany*, **73**, 325–350.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998) Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, **53**, 1–558.
- StatSoft Inc. (2014). STATISTICA für Windows (Software-Systeme für Datenanalyse). Version 12.0, www.statsoft.com.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., Gowing, D. J. (2004) Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, **303**, 1876–1880.
- Strang, I., Dienst, M. (2004) Die Auswirkungen der Wasserstände am Bodensee auf das Deschampsietum rhenanae zwischen 1989 und 2003. *Limnologica*, **34(1–2)**, 22–28.
- Stuhr, J., Holm, U., Görlich, T., Jödicke, K., Ehlers, S., van de Weyer, K., Meis, S., Bruinsma, J. (2013) *Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen, 2013 - Vegetation des Behlendorfer Sees, des Bültsees, des Garrensees, des Großen Plöner Sees, des Großen Pönitzer Sees, des Ihlsees (Krs. Segeberg), des Schluensees und des Wittensees*.
- Stuhr, J., Jödicke, K., Holm, U. (2007) *Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen, 2007 - Vegetation des Bottschlotter Sees, des Bültsees, des Einfelder Sees, des Garrensees, des Hohner Sees, des Ihlsees (Bad Segeberg), des Langsees (Kosel), des Mözener Sees, des Neversdorfer Sees und des Südensees*.
- Szmeja, J. (1994) Dynamics of the abundance and spatial organisation of isoetid populations in an oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, **49**, 19–32.

- Vahle, H.-C. (1990) Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, **22**, 1–157.
- Vlasov, B. P. (2012a) Recreational use and environmental problems of lakes of protected areas in Belarus. *Acta Geographica Silesiana*, **11**, 71–76.
- Vlasov, B. P. (2012b) Geoecological features of Belarus lakes - The habitat of relict species *Isoëtes lacustris* L.. *Acta Geographica Silesiana*, **12**, 57–64.
- Vöge, M. (1997) Plant size and fertility of *Isoëtes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. *Archiv für Hydrobiologie*, **139(2)**, 171–185.
- von Korn, S. (1987) Im Einsatz in der Landschaftspflege. Welche Tierarten eignen sich? *DLG-Mitteilungen*, **18**, 974–977.
- Welk, E. (2002) Artenarealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **37**, 1–337.
- Westhoff, V. (1969) Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege. *Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz*, **3**, 251–265.
- van de Weyer, K., Schmidt, C., Kreimeier, B., Wassong, D. (2011) Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armeleuchteralgen und Moose) in Deutschland. Band 1: Bestimmungsschlüssel. *Fachbeiträge des LUGV*, **119**, 1-158.
- Wilmanns, O. (1998) *Ökologische Pflanzensoziologie*. 6., neu bearbeitete Auflage, 1-405, Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- Wood, K. A., Stillman, R. A., Clarke, R. T., Daunt, F., O'Hare, M. T. (2012) The impact of waterfowl herbivory on plant standing crop: A meta-analysis. *Hydrobiologia*, **686**, 157–167.
- Zahn, A., Juen, A., Traugott, M., Land, A. (2007) Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland. *Applied Ecology and Environmental Research*, **5(1)**, 73–86.
- Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrבka, T. (2003) The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, **114(2)**, 165–177.

## **9 Anhang**

### **9.1 Digitaler Anhang**

Literaturdatenbank

Projektdaten

Projektbegleitende Öffentlichkeitsarbeit (Modul 4)

### **9.2 Artenlisten**

**Tab. 8: Gesamtartenliste der Vegetationsuntersuchung am Bültsee zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees bei Kosel (Modul 3). Angegeben sind neben dem wissenschaftlichen und deutschen Namen die Stetigkeit (%) der Arten für die aquatische Zone (n=10), terrestrische Zone (n=10) und die zusätzlichen Flächen (n=2). Nomenklatur der Arten nach Jäger (2017).**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Stetigkeit (%)		
		aquatische Zone	terrestrische Zone	zusätzliche Flächen
<i>Achillea millefolium</i> L.	Gewöhnliche Schafgarbe	0	0	50
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Kleiner Odermennig	0	10	0
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes-Straußgras	20	50	0
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Gewöhnlicher Froschlöffel	0	10	0
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Schwarz-Erle	10	20	0
<i>Betula pendula</i> Roth	Gewöhnliche Birke	0	20	50
<i>Calamagrostis canescens</i> (F. H. Wigg.) Roth	Sumpf-Reitgras	0	10	0
<i>Cardamine pratensis</i> L. s. str.	Wiesen-Schaumkraut	20	60	100
<i>Carex elata</i> All.	Steife Segge	40	50	0
<i>Carex hirta</i> L.	Behaarte Segge	40	70	100
<i>Carex rostrata</i> Stokes	Schnabel-Segge	10	10	0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Gewöhnliches Hornkraut	0	10	0
<i>Cicuta virosa</i> L.	Gift-Wasserschierling	0	10	0
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	0	20	0
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Sumpf-Kratzdistel	10	20	100
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Kanadisches Berufskraut	0	0	100
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	Nadel-Sumpfsimse	20	0	0
<i>Eleocharis vulgaris</i> Á. Löve & D. Löve	Gewöhnliches Sumpfsimse	70	80	50
<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Drüsiges Weidenröschen	0	20	0
<i>Epilobium lamyi</i> F. W. Schultz	Graugrünes Weidenröschen	0	20	0
<i>Epilobium obscurum</i> Schreb.	Dunkelgrünes Weidenröschen	10	0	0
<i>Epilobium palustre</i> L.	Sumpf-Weidenröschen	0	40	100
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	Kleinblütiges Weidenröschen	10	10	0
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Vierkantiges Weidenröschen	0	20	0
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Teich-Schachtelhalm	10	20	50
<i>Festuca rubra</i> L.	Rot-Schwingel	0	20	0
<i>Galium album</i> Mill.	Weißes-Labkraut	0	0	50
<i>Galium palustre</i> L. s. str.	Sumpf-Labkraut	10	80	100
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Sumpf-Ruhrkraut	0	0	100
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	0	50	50
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Wassernabel	30	50	100
<i>Hypericum humifusum</i> L.	Liegendes Hartheu	0	0	50
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Wasser-Schwertlilie	0	30	0
<i>Isolepis setacea</i> (L.) R. Br.	Borstige Schuppensimse	0	20	100
<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binse	20	30	50
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	0	20	100
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	10	70	50
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch.	Europäischer Strandling	50	20	50
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	0	60	100
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Sumpf-Hornklee	10	20	0
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Ufer-Wolfstrapp	30	60	100
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Pfennigkraut	0	0	50
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Gilbweiderich	0	10	0

Tab. 8 (Fortsetzung): Gesamtartenliste der Vegetationsuntersuchung am Bültsee zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültsees bei Kosel (Modul 3). Angegeben sind neben dem wissenschaftlichen und deutschen Namen die Stetigkeit (%) der Arten für die aquatische Zone (n=10), terrestrische Zone (n=10) und die zusätzlichen Flächen (n=2).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Stetigkeit (%)		
		aquatische Zone	terrestrische Zone	zusätzliche Flächen
<i>Mentha aquatica</i> L.	Wasser-Minze	10	40	0
<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	Rasen-Vergissmeinnicht	0	0	50
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	Sumpf-Vergissmeinnicht	20	50	50
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Wechselblütiges Tausendblatt	30	0	0
<i>Nymphaea alba</i> L.	Weißer Seerose	10	0	0
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Wasser-Knöterich	90	70	50
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	Pfeffer-Knöterich	0	50	50
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	Ampfer-Knöterich	0	20	0
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Floh-Knöterich	0	60	100
<i>Persicaria minor</i> (Huds.) Opiz	Kleiner Knöterich	10	0	0
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	Sumpf-Haarstrang	0	10	0
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras	40	70	0
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Gewöhnliches Schilf	10	0	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	0	20	100
<i>Plantago major</i> L.	Breit-Wegerich	0	10	50
<i>Poa annua</i> L.	Einjähriges Rispengras	0	30	50
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	0	30	0
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	0	20	0
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Echter Vogelknöterich	0	0	100
<i>Ranunculus flammula</i> L.	Brennender Hahnenfuß	20	50	100
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	0	30	100
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Gift-Hahnenfuß	10	30	0
<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	Gewöhnliche Sumpfkresse	0	0	50
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	10	30	50
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	0	70	50
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfbblätteriger Ampfer	10	30	0
<i>Salix aurita</i> L.	Ohr-Weide	0	10	0
<i>Salix cinerea</i> L.	Grau-Weide	0	20	0
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	Gewöhnliches Helmkraut	10	80	50
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Jakobs-Greiskraut	0	10	50
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Gewöhnliches Greiskraut	0	30	100
<i>Stellaria palustris</i> (Roth) Hoffm.	Graugrüne Sternmiere	10	30	50
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner, H. Øllg. et Štěpánek	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	0	20	0
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Kleiner Klee	0	0	50
<i>Trifolium pratense</i> L.	Rot-Klee	0	0	50
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	10	60	100
<i>Tussilago farfara</i> L.	Huflattich	0	10	0
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennnessel	0	10	50
<i>Veronica arvensis</i> L.	Feld-Ehrenpreis	0	10	50
<i>Veronica scutellata</i> L.	Schild-Ehrenpreis	0	40	100

**Tab. 9: Wissenschaftlicher Name und Akronym der für die Berechnung der PCA verwendeten Arten der Vegetationsuntersuchung am Bültsee zum Einfluss der Galloway-Beweidung auf die Ufervegetation des Bültses bei Kosel (Modul 3).**

<b>Wissenschaftlicher Name</b>	<b>Akronym</b>	<b>Wissenschaftlicher Name</b>	<b>Akronym</b>
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agrsto	<i>Lycopus europaeus</i>	Lyceur
<i>Alnus glutinosa</i>	Alnglu	<i>Mentha aquatica</i>	Menaqu
<i>Betula pendula</i>	Betpen	<i>Myosotis scorpioides</i>	Myosco
<i>Cardamine pratensis</i>	Carpra	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Myralt
<i>Carex elata</i>	Carela	<i>Persicaria amphibia</i>	Peramp
<i>Carex hirta</i>	Carhir	<i>Persicaria hydropiper</i>	Perhyd
<i>Carex rostrata</i>	Carros	<i>Persicaria lapathifolia</i>	Perlap
<i>Cirsium arvense</i>	Cirarv	<i>Persicaria maculosa</i>	Permac
<i>Cirsium palustre</i>	Cirpal	<i>Phalaris arundinacea</i>	Phaarau
<i>Conyza canadensis</i>	Concan	<i>Plantago lanceolata</i>	Plalan
<i>Eleocharis acicularis</i>	Eleaci	<i>Plantago major</i>	Plamaj
<i>Eleocharis vulgaris</i>	Elevul	<i>Poa annua</i>	Poaann
<i>Epilobium ciliatum</i>	Epicil	<i>Poa palustris</i>	Poapal
<i>Epilobium lamyi</i>	Epilam	<i>Poa trivialis</i>	Poatri
<i>Epilobium palustre</i>	Epipal	<i>Polygonum aviculare</i>	Polavi
<i>Epilobium parviflorum</i>	Epipar	<i>Ranunculus flammula</i>	Ranfla
<i>Epilobium tetragonum</i>	Epitet	<i>Ranunculus repens</i>	Ranrep
<i>Equisetum fluviatile</i>	Eqflu	<i>Ranunculus sceleratus</i>	Ransce
<i>Festuca rubra</i>	Fesrub	<i>Rumex acetosa</i>	Rumace
<i>Galium palustre</i>	Galpal	<i>Rumex crispus</i>	Rumcri
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Gnauli	<i>Rumex obtusifolius</i>	Rumobt
<i>Holcus lanatus</i>	Hollan	<i>Salix cinerea</i>	Salcin
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Hydvul	<i>Scutellaria galericulata</i>	Scugal
<i>Iris pseudacorus</i>	Iripse	<i>Senecio jacobaea</i>	Senjac
<i>Isolepis setacea</i>	Isoset	<i>Senecio vulgaris</i>	Senvul
<i>Juncus articulatus</i>	Junart	<i>Stellaria palustris</i>	Stepal
<i>Juncus bufonius</i>	Junbuf	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	TarRud
<i>Juncus effusus</i>	Juneff	<i>Trifolium repens</i>	Trirep
<i>Littorella uniflora</i>	Lituni	<i>Urtica dioica</i>	Urtdio
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotcor	<i>Veronica arvensis</i>	Verarv
<i>Lotus pedunculatus</i>	Lotped	<i>Veronica scutellata</i>	Verscu