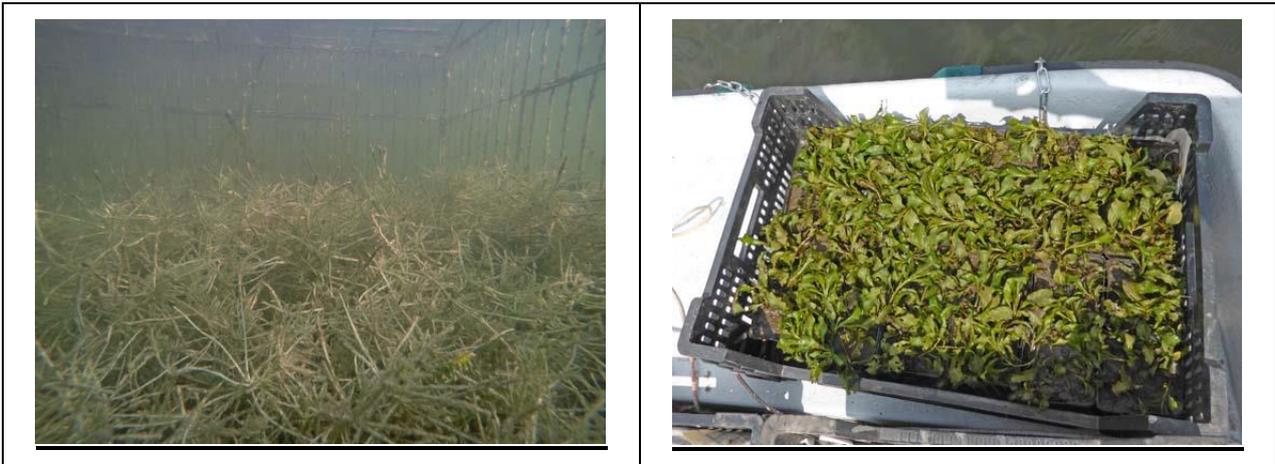


Entwicklung eines Handlungsleitfadens für die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in schleswig-holsteinischen Seen

Bericht, 22.04.2021



Auftraggeber:

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25

Projektleitung: Ulrike Hamann & Valerie Wentzky
24220 Flintbek

Auftragnehmer:

lanaplan, Lobbericher Str. 5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Bearbeitung:

lanaplan

B · i · A

Dr. Klaus van de Weyer
Dr. Sebastian Meis
lanaplan
Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal
Tel 02153-97 19 20, Fax 02153-97 19 21
E-Mail: klaus.vdweyer@lanaplan.de
www.lanaplan.de

Dipl.-Biol. Joachim Stuhr
B.i.A – Biologen im Arbeitsverbund
Kantstraße 16, 24116 Kiel
Tel.: 0431-18454
E-Mail: jostuhr@gmx.de

1 Einleitung	5
Teil 1	7
2 Grundlagen	7
2.1 Rechtliche Grundlagen	7
2.1.1 Wasserrahmenrichtlinie.....	7
2.1.2 Naturschutz.....	7
2.2 Aquatische Makrophyten	10
2.2.1 Definition	10
2.2.2 Funktionen.....	10
2.2.3 Aquatische Makrophyten: abiotische und biologische Umweltbedingungen	10
2.2.4 Aquatische Makrophyten: Besiedlungspotenzial	12
2.2.5 Konkurrenz von Makrophyten	12
Teil 2	14
3 Literaturstudie.....	14
3.1 Vorhandene Leitfäden/Reviews	14
3.2 Fallstudien	19
3.2.1 Allgemeine Angaben.....	19
3.2.2 Anlass	20
3.2.4 Besiedlungspotential und Makrophytenbestand vor der Pflanzung	22
3.2.5 Spendergewässer	22
3.2.6 Angepflanzte Arten und Details zur Anpflanzung	22
3.2.7 Ansiedlungsflächen	27
3.2.8 Unterstützende Maßnahmen bei den Anpflanzungen	27
3.2.9 Probleme.....	28
3.2.10 Effizienz der Anpflanzungen.....	29
3.2.11 Entwicklungspflege	30
3.3 Fazit.....	31
Teil 3	33
4 Handlungsleitfaden	33
5 Anlass, Zielsetzungen und Zielarten.....	35
5.1 Anlass	35
5.2 Artenauswahl - Zielarten	36
6 Abiotische und biotische Rahmenbedingungen für Ansiedlungen.....	48
6.1 Zuordnung des Sees zu einem Gewässertyp	48
6.2 Definition von Mindestbedingungen.....	48

6.2.1 Licht und Trophie im Freiwasser	48
6.2.2 Aquatische Epiphyten	51
6.2.3 Hydromorphologie	52
6.2.4 Wasserstandsschwankungen	56
6.2.5 Herbivorie und Benthivorie.....	58
6.2.6 Konkurrierende Makrophyten	59
6.3 Zusammenfassung	60
6.4 Maßnahmen zur Verbesserung der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen	60
7 Besiedlungspotenzial	61
8 Anpflanzung.....	63
8.1 Spendergewässer	64
8.1.1 Auswahl Spendergewässer	64
8.1.2 Untersuchung Spendergewässer.....	64
8.2 Entnahme- und Vermehrungsverfahren	65
8.3 Ansiedlungsflächen	65
8.3.1 Uferneigung.....	66
8.3.2 Beschattung	67
8.3.3 Wellenschlag/Wind	68
8.3.4 Größe der Ansiedlungsflächen	69
8.4 Pflanzung.....	71
8.5 Pflanzplan.....	72
9 Entwicklungspflege, Monitoring und Erfolgskontrolle	73
9.1 Entwicklungspflege und Monitoring.....	73
9.2 Erfolgskontrolle.....	74
Teil 4: Anwendung in der Praxis in Schleswig-Holstein	75
10 Spendergewässer in Schleswig-Holstein.....	75
10.1 Methodik	75
10.1.1 Datengrundlagen	75
10.1.2 Datenauswahl bzw. Datenbereinigung	75
10.2 Liste der Spendergewässer in Schleswig-Holstein.....	77
11 Verdeutlichung der Vorgehensweise anhand eines Sees in Schleswig-Holstein: Dieksee	84
11.1 Allgemeine Angaben und vorliegende Untersuchungen.....	84
11.1.1 Allgemeine Angaben.....	84
11.1.2 Nutzungen	84

11.1.3 Limnologie	85
11.1.4 Sediment.....	85
11.1.5 Makrophyten	86
11.2 Anlass/Zielsetzung	87
11.3 Auswahl Arten.....	87
11.4 Abiotische und biotische Rahmenbedingungen	91
11.5 Besiedlungspotenzial.....	93
12 Zusammenfassung	94
Danksagung.....	99
Literatur	100
Anhang	
Tab. A1: Literaturrecherche Ansiedlung Makrophyten Seen	
Tab. A2: Fundortdaten Spendergewässer Makrophyten	

1 Einleitung

Das Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potenzials in allen europäischen Gewässern bis 2027. In schleswig-holsteinischen Seen stand bisher bei der Umsetzung der WRRL die Reduzierung von Nährstoffeinträgen im Vordergrund, um die Trophie der Gewässer zu senken. Durch diese Maßnahmen gingen in vielen Seen die Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser zurück und die Phytoplankton-Qualitätskomponente konnte vielfach einen guten ökologischen Zustand erreichen. Es wurde davon ausgegangen, dass sich durch die geringere Trophie und die damit einhergehenden verbesserten Lichtverhältnisse auch die Standortfaktoren für die Unterwasservegetation verbessern, sodass eine Wiederbesiedlung mit indikativen Makrophyten-Arten stattfinden kann. Es zeigt sich allerdings, dass in vielen Seen Schleswig-Holsteins die Artenzahl weiterhin gering bleibt und nur wenige, euryöke Makrophytenarten vorkommen, während indikative Arten ausbleiben. Dies hat zur Folge, dass in einigen Seen, in denen die Teilkomponente Phytoplankton bereits den guten ökologischen Zustand erreicht hat, die Teilkomponente Makrophyten um mehrere Stufen schlechter bewertet wird und somit die Erreichung des guten ökologischen Zustandes in der Gesamtbewertung verhindert. Die Diskrepanz zwischen den beiden biologischen Qualitätskomponenten lässt vermuten, dass zusätzlich zur Trophie und den Lichtverhältnissen des Gewässers noch weitere Einflussfaktoren eine Rolle bei der Besiedlung der Makrophyten spielen. Die Ursachen für die fehlende Wiederbesiedlung mit indikativen Makrophyten trotz guter Sichttiefen können sehr vielfältig sein (s. Kap. 2.2).

Untersuchungen von sechs Seen in Schleswig-Holstein mit ungenügendem Makrophyten-Zustand haben gezeigt, dass in sechs Seen interne Diasporenpotentiale nur sehr gering oder gar nicht vorhanden waren (HOLZHAUSEN 2019, STEINHARDT 2011). Es kann davon ausgegangen werden, dass in einer Mehrzahl von Schleswig-Holsteins Seen mit fehlender Makrophytenbesiedlung kein ausreichendes Wiederbesiedlungspotenzial aus der see-eigenen Diasporendatenbank vorhanden ist. Daher scheint eine spontane Re-Etablierung mit Makrophyten und somit eine Erreichung des guten ökologischen Zustands unwahrscheinlich.

Da das Einbringen von Pflanzenmaterial mit erheblichem Zeitaufwand und finanziellen Kosten verbunden ist und zudem das Risiko der Verschleppung von invasiven Arten besteht, sollte eine Wiederbesiedlung im Voraus gut durchdacht und geplant werden. Neben der Abwägung von Nutzen versus Risiken, müssen für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung viele Dinge beachtet und fachlich entschieden werden. So muss z.B. geklärt werden, welche Voruntersuchungen notwendig sind, welche Stellen im See für eine Anpflanzung geeignet sind, in welchen Tiefen die Makrophyten ausgebracht werden sollen, woher das Spender-Material stammt, welche Arten sinnvollerweise verwendet werden sollen und wie die frisch angepflanzten Makrophyten vor Fraß durch Vögel und Fische geschützt werden können. Zwar gibt es bereits einige Beispiele von erfolgten Re-Etablierungs-Maßnahmen (HUSSNER et al. 2014) und auch in Schleswig-Holstein (Behlendorfer See, MEIS et al. 2020), allerdings ist bislang kein systematisches Vorgehen dokumentiert, das als Entscheidungshilfe dienen könnte und anhand dessen Maßnahmen geplant und umgesetzt werden können. Daher ist es Ziel der vorliegenden Arbeit, einen Handlungs-Leitfaden für die Planung und Durchführung einer Wiederansiedlung mit Makrophyten in Seen zu entwickeln, an dem sich Akteure (z.B. Ämter, Ingenieurbüros) orientieren können.

Der vorliegende Handlungsleitfaden bezieht sich auf die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in limnischen Seen Schleswig-Holsteins. Als Grenze zu Kleingewässern gilt eine Größe von > 1 ha (LAWA 1998, PARDEY et al. 2005).

Der Bericht gliedert sich in vier Teile, s. Tab. 1-1.

Tab. 1-1: Gliederung des Berichtes

Teil	Inhalt	Kapitel
Teil 1	Grundlagen	2
Teil 2	Literaturstudie	3
Teil 3	Handlungsleitfaden	4-9
Teil 4	Umsetzung in die Praxis in Schleswig-Holstein	10-11

Teil 1

2 Grundlagen

2.1 Rechtliche Grundlagen

2.1.1 Wasserrahmenrichtlinie

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (kurz: Wasserrahmenrichtlinie/WRRL) wurde am 23. Oktober 2000 erlassen. Art. 4 der WRRL sieht vor, dass natürliche Oberflächengewässer (Binnenoberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer) und das Grundwasser bis 2015 den guten ökologischen sowie chemischen Zustand erreichen müssen. Unter bestimmten Umständen ist eine Fristverlängerung der Zielerreichung bis spätestens 2027 möglich. Für vom Menschen künstlich geschaffene Wasserkörper sowie als „erheblich verändert“ eingestufte Wasserkörper gelten weniger strenge Anforderungen. Diese müssen anstelle des guten ökologischen Zustandes das gute ökologische Potenzial erreichen. Darüber hinaus gilt ein Verschlechterungsverbot gegenüber dem zuvor in einer bundesweiten Bestandsaufnahme bis 2004 erfassten Zustand. Für die Gewässer, die die Zielvorgaben noch nicht erreichen, gilt ein Verbesserungsgebot. Hierfür sind geeignete Maßnahmen durchzuführen.

Das rechtswirksame bundesweite Umsetzungsinstrument für die WRRL ist seit dem 20. Juni 2016 die Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV), in welche die Vorgaben der WRRL zusammen mit weiteren landesrechtlichen Regelungen eingeflossen sind.

Der ökologische Zustand (bzw. das ökologische Potenzial) der Gewässer werden anhand der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten/Phytobenthos, Phytoplankton, Makrozoobenthos und Fische bestimmt. Dazu kommen hydromorphologische Qualitätskomponenten. Die chemischen Qualitätskomponenten des ökologischen Zustandes bilden die flussgebietspezifischen Stoffe sowie die Allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter (ACP). Der ökologische Zustand wird mit Hilfe einer fünfklassigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ im Vergleich zum Referenzzustand bestimmt.

Die Wasserrahmenrichtlinie deckt alle Gewässer ab, bei Seen sind alle Seen ab einer Größe von > 50 ha berichtspflichtig.

2.1.2 Naturschutz

2.1.2.1 FFH-Richtlinie

Ziel der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG) ist die Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung und Wiederherstellung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten. Sie bildet die Grundlage für den Aufbau des europäischen Schutzgebietsystems „Natura 2000“.

Die im Jahr 1992 verabschiedete Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie führt im Anhang I verschiedene Süßwasserlebensräume auf. Die Definition erfolgt hierbei primär durch Makrophyten (SSYMANK et al. 1998). Die folgenden Lebensraumtypen (LRT) sind in Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführt (SSYMANK et al. 1998):

- LRT Oligotrophe Stillgewässer mit Vegetation der *Littorelletea uniflorae* (3110)

- LRT Oligo- bis mesotrophe, basenarme Stillgewässer mit Zwergbinsenfluren oder zeitweiliger Vegetation trockenfallender Ufer (3130)
- LRT Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae) (3140)
- LRT Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharition (3150)
- LRT Dystrophe Seen (3160)

2.1.2.2 Artenschutz

Neben den Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie stellt das Artenschutzregime der FFH-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie ein eigenständiges zweites Instrument für die Erhaltung der Arten dar. Die artenschutzrechtlichen Vorschriften betreffen sowohl den physischen Schutz von Tieren und Pflanzen als auch den Schutz ihrer Lebensstätten. Sie gelten gemäß Art. 12 FFH-RL für alle FFH-Arten des Anhangs IV beziehungsweise gemäß Art. 5 V-RL für alle europäischen Vogelarten. Anders als das Schutzgebietssystem NATURA 2000 gelten die strengen Artenschutzregelungen flächendeckend – also überall dort, wo die betreffenden Arten vorkommen. Mit der Kleinen Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) von Dezember 2007 hat der Bundesgesetzgeber das deutsche Artenschutzrecht an die europäischen Vorgaben angepasst. In diesem Zusammenhang müssen nunmehr die Artenschutzbelange bei allen genehmigungspflichtigen Planungs- und Zulassungsverfahren entsprechend den europäischen Bestimmungen geprüft werden. Die neue Novelle des BNatSchG sieht darüber hinaus eine artenschutzrechtliche Prüfung vor. Die Grundlagen hierfür bilden § 44 BNatSchG Abs. 1, 44 Abs. 1 sowie § 45 Abs. 7, die die besonderen Belange des Artenschutzes regelt. In § 44 BNatSchG sind Vorschriften für besonders geschützte und bestimmte andere Tier- und Pflanzenarten festgelegt. Bei einer artenschutzrechtlichen Prüfung sind unterschiedliche Schutzkategorien nach nationalem und internationalem Recht zu beachten:

- besonders geschützte Arten
- streng geschützte Arten inklusive der FFH-Anhang-IV-Arten,
- europäische Vogelarten

Diese Artengruppen werden im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) definiert, wobei sich der Gesetzgeber auf verschiedene in Europa beziehungsweise bundesweit geltende Richtlinien und Verordnungen stützt:

- Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG),
- Vogelschutz-Richtlinie (V-RL, Richtlinie 79/409/EWG),
- EG-Artenschutzverordnung (EG-ArtSchVO, (EG) Nr. 338/97)
- und Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV).

Die Maßstäbe für die Prüfung der Artenschutzbelange ergeben sich aus den in § 44 Abs. 1 BNatSchG formulierten Zugriffsverboten. In Bezug auf die europäisch geschützten FFH-Anhang-IV Arten und die europäischen Vogelarten ist es verboten:

- Verbot Nr. 1: wild lebende Tiere zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,

- Verbot Nr. 2: wild lebende Tiere während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten so erheblich zu stören, dass sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert,
- Verbot Nr. 3: Fortpflanzungs- oder Ruhestätten wild lebender Tiere aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
- Verbot Nr. 4: wild lebenden Pflanzen oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, sie oder ihre Standorte zu beschädigen oder zu zerstören.

2.1.2.3 Gesetzlich geschützte Biotop

Einem gesetzlichen Schutz unterliegen die naturnahen Verlandungsbereiche vom Bruch- bzw. Sumpfwald über Röhrichte, Schwimm- und Tauchblattzone. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung folgender Biotop führen können, sind verboten.

2.1.2.4 Relevanz für die Praxis

Bei der Entnahme aus Spendergewässern und der Ansiedlung ist das BNatSchG zu beachten. Insbesondere § 39 BNatSchG und LNATSCHG, Kapitel 3, § 8, die die Entnahme und Ansalbung von Pflanzen betreffen, sind relevant. Hierfür sind entsprechende Genehmigungen bei der Unteren Wasserbehörde und der Unteren Naturschutzbehörde des entsprechenden Kreises als Genehmigungsbehörden erforderlich.

Außerdem muss die Zustimmung der Eigentümer und Pächter eingeholt werden. Die Maßnahmen sollten in enger Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden, Eigentümern, Nutzern und Pächtern sowie den Bürgern und Bürgerinnen vor Ort erfolgen. Alle Betroffenen sollten informiert werden.

2.2 Aquatische Makrophyten

2.2.1 Definition

Aquatische Makrophyten: Hierunter werden diejenigen makroskopisch wahrnehmbaren Arten verstanden, die aquatische Formen ausbilden (vgl. DIN EN 15460: Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen, Deutsche Fassung EN 15460: 2007). Bezugsebene ist der mittlere Wasserstand. Zu den aquatischen Makrophyten zählen Armelechteralgen, Gefäßpflanzen und Moose (s.a. VAN DE WEYER & SCHMIDT 2018).

2.2.2 Funktionen

Makrophyten haben in Gewässern vielfältige Funktionen. Sie haben biozönotische, physikalische und chemische Wirkungen (BAKKER et al. 2013, HILT et al. 2018, HUSSNER et al. 2014, VAN DEN BERG et al. 1998, s. Tab. 2-1). Außerdem kommen Makrophyten landschaftsästhetische Funktionen zu. In diesem Zusammenhang ist von Bedeutung, dass Armelechteralgen-Bestände beträchtliche Mengen an Phosphor und Stickstoff festlegen können (BLINDOW 1992, KUFEL & KUFEL 2002, RODRIGO et al. 2007).

Tab. 2-1: Funktionen von Makrophyten in Gewässern

Biozönotische Wirkungen	Physikalische Wirkungen	Chemische Wirkungen (mit Epiphyten)
Primärproduzenten Wichtige Funktion zur Erhaltung von Klarwasserstadien Wichtige Bestandteile aquatischer Nahrungsnetze (Lebensraum und Nahrung für andere Wasserorganismen) Erhöhung der Habitatdiversität	Beitrag zur Stabilisierung der Sohle Einfluss auf die Strömungsdiversität in Fließgewässern Sicherung der Uferböschung an Fließgewässern Uferbefestigung an Seen (Schutz vor Wellenschlag) Verringerung der Resuspension	Abbau organischer Stoffe Aufnahme und Speicherung von Nährstoffen Aufnahme von Schwermetallen Ausscheidung und Aufnahme von Sauerstoff Ausscheidung organischer und anorganischer Stoffe

Aquatische Makrophyten sind Bestandteil der Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. des ökologischen Potenzials nach EG-WRRL (SCHAUMBURG et al. 2014, VAN DE WEYER 2006, VAN DE WEYER et al. 2007a, s. Kap. 2.1.1).

Aquatische Makrophyten werden auch zur Charakterisierung und Bewertung der Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie verwendet. Zudem sind einige aquatische Makrophyten in den Anhängen II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführt (BFN 2010, LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2007, SSYMANK et al. 1998, s. Kap. 2.1.2).

Darüber hinaus haben aquatische Makrophyten verschiedene anthropogene Verwendungen (BAUMHAUER et al. 2014, SCULTHORPE 1967). Die Kultivierung findet aber überwiegend nicht (mehr) in Seen statt, sondern in Teichen.

2.2.3 Aquatische Makrophyten: abiotische und biologische Umweltbedingungen

Die Faktoren, die die Zusammensetzung der aquatischen Makrophyten in Seen bestimmen, sind hinlänglich bekannt. Zu nennen sind neben klimatischen Faktoren abiotische und biologische

Umweltbedingungen wie Sonneneinstrahlung/Licht, Salinität, Nährstoffversorgung im Wasser bzw. Sediment, Härte/Kalkgehalt, pH-Wert, Herbivorie, Allelopathie, Epiphyten, Wasserführung, Uferneigung, Tiefe, hydrostatischer Druck, Substrate, Korngröße, Sedimentauflagen, Beschattung, Wellenschlag/Wind, Wasserstandsschwankungen (AZELLA et al. 2014, BAKKER et al. 2013, 2016, BARKO & SMART 1980, BEST & MANTAI 1978, BLINDOW 1987, BORNETTE & PUIKJALON 2011, BRÖNMARK 1994, BRÖNMARK & VERMAAT 1998, BRÖNMARK & WEISNER 1992, CARIGNAN & KALFF 1980, BLOEMENDAHL & ROELOFS 1988, BLÜMEL et al. 2002, CHAMBER & KALFF 1985, GASITH & HOYER 1998, GESSNER 1955, GROSS et al. 2007, HILT & GROSS 2006, HOLSTEN et al. 2011, HUSSNER et al. 2014, HUTCHINSON 1975, JEPPESEN et al. 1997, JONES & SAYER 2003, KOLADA 2014, LESIV et al. 2020, LODGE 1991, LODGE et al. 1998, MELZER 1994, 1997, MORMUL et al. 2012, NEWMAN 1991, PÄZOLT 2007, PIETSCH 1972, PREJS 1984, POTT & REMY 2000, RATTRAY et al. 1991, REITSEMA et al. 2018, SCHUBERT et al. 2018, SØNDERGAARD et al. 2013, STELZER 2003, VAN DE WEYER 2006, 2007, 2015, VAN DE WEYER et al. 2009a, VAN DONK & OTTE 1996, VAN DONK & VAN DEN BUND 2002, VANT et al. 1986, WETZEL & SØNDERGAARD 1998, WIEGLEB 1978).

Abb. 2-2 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Makrophyten und abiotischen sowie biologischen Umweltbedingungen in Seen.

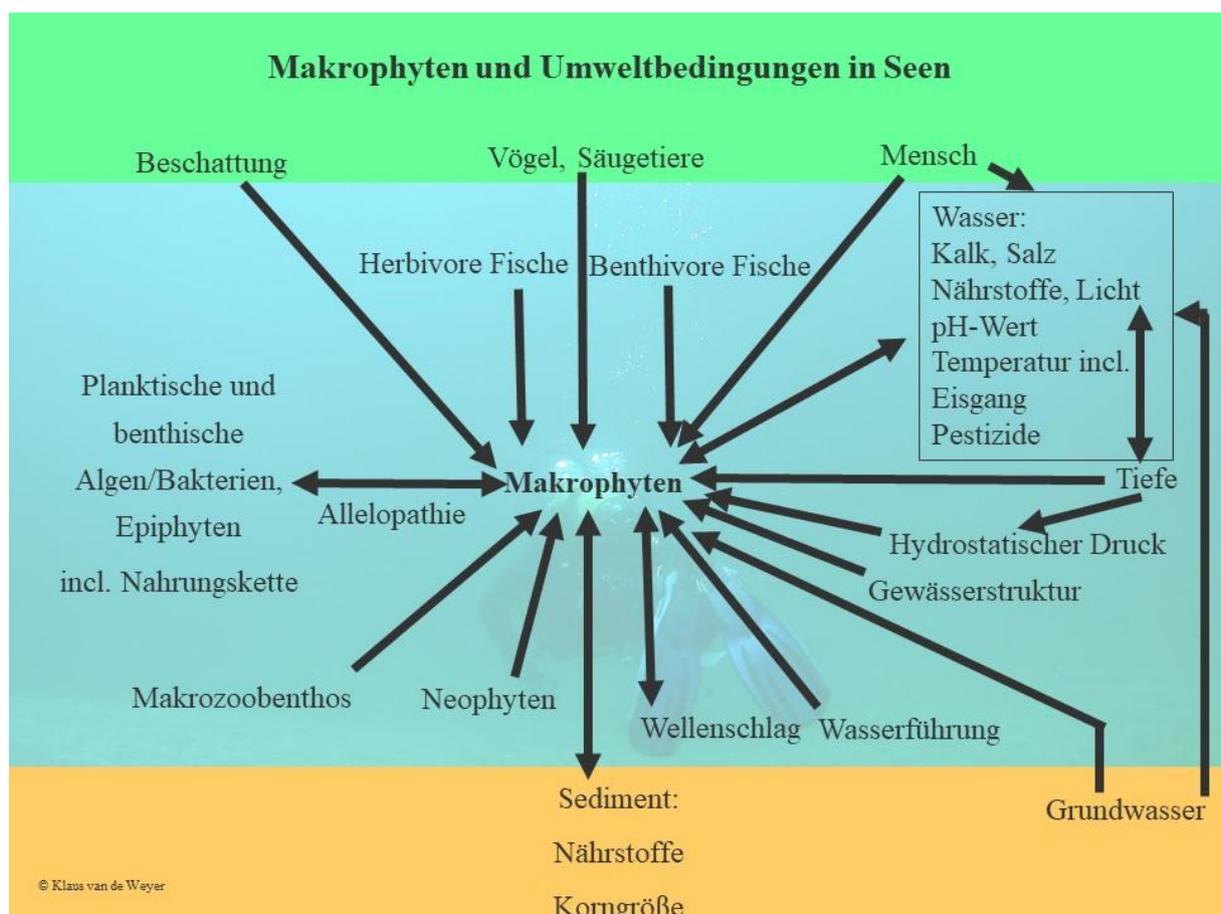


Abb. 2-2 Zusammenhang zwischen aquatischen Makrophyten und abiotischen sowie biologischen Umweltbedingungen in Seen

2.2.4 Aquatische Makrophyten: Besiedlungspotenzial

Neben den Umweltbedingungen ist das Besiedlungspotenzial der aquatischen Makrophyten für deren Verbreitung von großer Bedeutung. Hierunter wird der aktuelle Bewuchs (alle lebenden Pflanzen und Pflanzenteile) incl. der Diasporen (Samen, Oosporen, Sporophyten, Turionen, Bulbillen etc.) im See und dessen Einzugsgebiet verstanden.

Auch wenn für aquatische Makrophyten geeignete Wuchsbedingungen vorliegen, können Makrophyten fehlen bzw. in geringer Artenzahl/Abundanz vorkommen, wenn das Besiedlungspotenzial nicht vorhanden bzw. reduziert ist (BAKKER et al. 2013, BOEDELTE et al. 2003, DADI et al. 2019, HOLZHAUSEN 2019, STEINHARDT 2011).

Überregional sind für das Besiedlungspotenzial biogeografische Aspekte relevant (WALTER & BRECKLE 1991). Für die historische und rezente Verbreitung von aquatischen Makrophyten in Schleswig-Holstein sei auf die ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS (2016), MEINUNGER & SCHRÖDER (2007), RAABE (1987) und www.floraweb.de verwiesen.

Bfn.

Für das Besiedlungspotenzial (lebende Pflanzen und Diasporen) sind auch die Ausbreitungswege der aquatischen Makrophyten von Bedeutung. Die Ausbreitung kann durch die Luft (Anemochorie), durch das Wasser (Hydrochorie), durch Tiere (Zoochorie: Fische, Vögel, Säugetiere) bzw. den Menschen (Hemerochorie) erfolgen (s. Abb. 2-3).

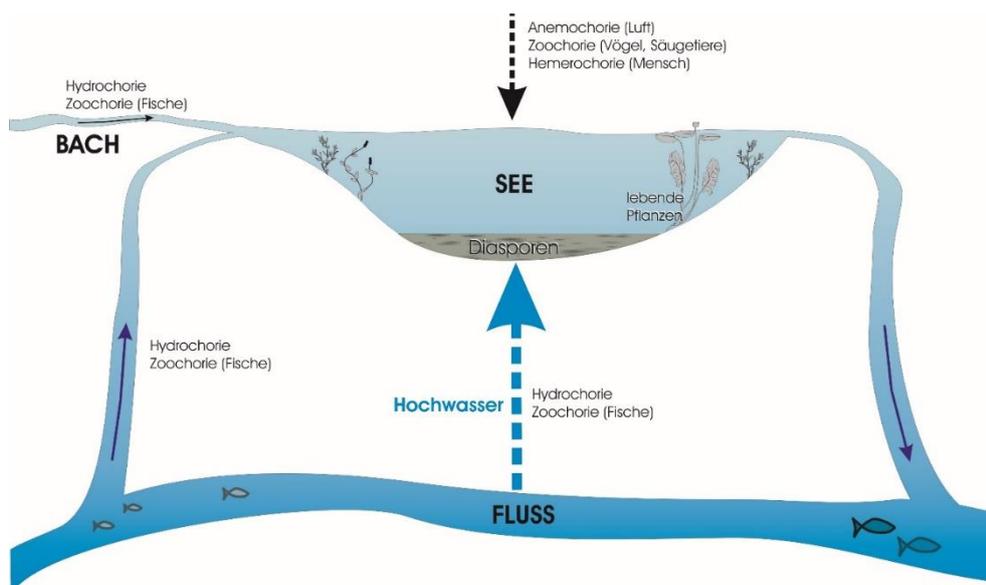


Abb. 2-3: Ausbreitungswege von aquatischen Makrophyten in Seen

2.2.5 Konkurrenz von Makrophyten

Neben den abiotischen und biotischen Umweltbedingungen sowie dem Besiedlungspotenzial ist auch die Konkurrenz zwischen den Makrophyten ein Faktor, der einen wesentlichen Einfluss auf deren Verbreitung in einem See haben kann.

Konkurrenzstarke Arten können hierbei konkurrenzschwache Arten verdrängen. Zu den konkurrenzstarken Arten zählen die meisten Neophyten (BACH et al. 2019a, b, HUSSNER et al. 2014, LANAPLAN 2020a). Von diesen Arten sind auch verschiedene Arten in der „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prä-

vention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ gelistet. Wenn in einem See konkurrenzstarke aquatische Makrophyten vorkommen, ist die Ansiedlung grundsätzlich problematisch (GRODOWITZ et al. 2009, HUSSNER et al. 2014).

Die Zusammenhänge von Makrophyten, abiotischen und biotischen Umweltbedingungen sowie dem Besiedlungspotenzial in Seen sind in Abb. 2-4 dargestellt.

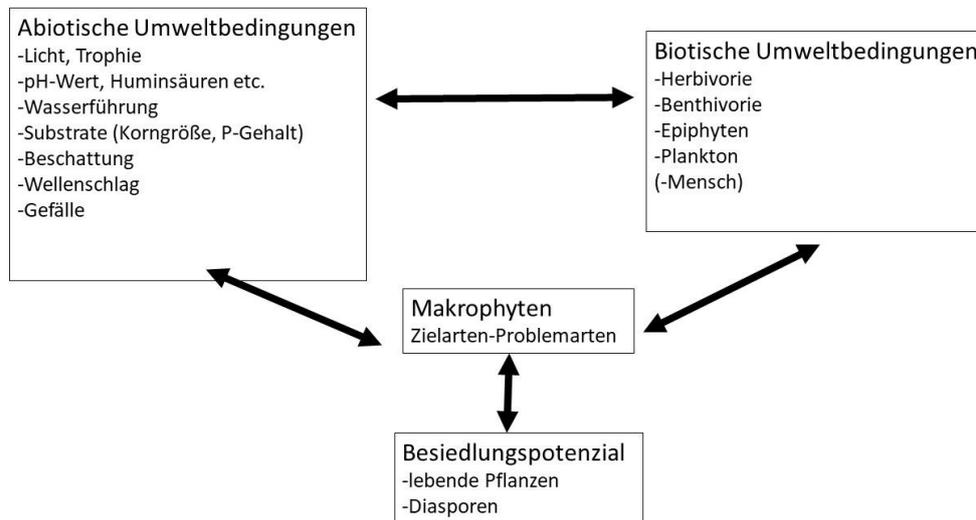


Abb. 2-4: Zusammenhänge von Makrophyten, abiotischen und biotischen Umweltbedingungen sowie dem Besiedlungspotenzial in Seen

Teil 2

3 Literaturstudie

Es wurden Studien entsprechend dem Geltungsbereich (Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in limnischen Seen, s. Kap. 1) ausgewertet. Darüber hinaus wurden auch Studien zu Fließgewässern und Gräben (ABELI et al. 2018, MARKWELL & HALLS 2008, RIIS et al. 2009, STILLER & ENGELSCHALL 2014) und natürlichen Kleingewässern (BLINDOW 2019, CRAFT 1979, ZINKO 2017) ausgewertet. Berücksichtigt wurden auch Anpflanzungshinweise in Schwimmteichen (BAUMHAUER et al. 2014).

Im Rahmen der Literaturstudie wurde analoge und digitale Literatur ausgewertet. Zudem wurden gezielt Personen befragt, die sich mit Makrophyten bzw. Ansiedlung beschäftigen (s. Dankagung).

In der Auswertung wurde zwischen Leitfäden/Reviews (Kap. 3.1) und Fallstudien (Kap. 3.2) differenziert, auch wenn einige Arbeiten (z.B. HILT et al. 2006, HUSSNER et al. 2014) beide Themen behandeln. Bei den Fallstudien wurden verschiedene Parameter ausgewertet, z.B. Anlass der Wiederansiedlung, Seetyp, angepflanzte Arten, Methoden etc. (s. Kap. 3.2).

3.1 Vorhandene Leitfäden/Reviews

Von den allgemeinen Leitfäden, die sich nicht auf aquatische Makrophyten beschränken, seien die „IUCN Richtlinien für Wiedereinbürgerungen für Pflanzen und Tiere“ (IUCN 1998) genannt. Hier sind folgende Begriffsdefinitionen aufgeführt:

- „Wiedereinbürgerung“ [Re-introduction]: Der Versuch eine Art in einem Gebiet einzuführen, das einst Teil ihres historischen Verbreitungsgebietes war, wo sie aber ausgerottet wurde oder ausgestorben ist („Wiedereinführung [Re-establishment]“ ist ein Synonym, beinhaltet aber, dass die Wiedereinbürgerung erfolgreich war).
- „Umsiedlung“ [Translocation]: Absichtliches und vermitteltes Überführen von wild lebenden Individuen oder Populationen von einem Teil ihres Verbreitungsgebietes in einen anderen Teil.
- „Verstärkung/Aufstockung“ [Re-inforcement/Supplementation]: Hinzufügen von Individuen zu einer bereits bestehenden Population von Artgenossen.
- „Erhaltungs- oder „gutartige“ Einbürgerung“ [Conservation/Benign Introduction]: Der Versuch eine Art zum Zweck ihrer Erhaltung außerhalb des bekannten Verbreitungsgebietes, aber in geeignetem Habitat und ökologisch-geographischem Areal anzusiedeln. Diese Erhaltungsmaßnahme ist nur akzeptierbar, wenn im historischen Areal kein geeignetes Gebiet erhalten geblieben ist.

Außerdem werden verschiedene erforderliche Schritte aufgelistet:

- Machbarkeitsstudie und Hintergrundrecherche
- Vorangegangene Wiedereinbürgerungsprogramme
- Wahl des Auswilderungsgebietes und dessen Beschaffenheit
- Beurteilung des Gebietes für die Wiedereinbürgerung
- Verfügbarkeit geeigneter Bestände für die Wiedereinbürgerung

Allgemeine Vorgaben aus Sicht des Naturschutzes mit Bezug auf Pflanzen sind die „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980“ (SUKOPP & TRAUTMANN 1981):

- Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht.
- Das Saat- oder Pflanzgut stammt aus einem nahe gelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass dieses geschädigt wird.
- Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der angesiedelten Arten.
- Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.

Diese Windsheimer Leitlinien wurden in verschiedenen Ansiedlungsprojekten von aquatischen Makrophyten berücksichtigt (LANAPLAN 2020a, b, MEIS et al. 2018, VAN DE WEYER et al. 2014)

Für die Spezifizierung des jetzigen oder historischen Verbreitungsgebietes besteht eine Schnittmenge zu den lokalen Herkunft-/Ursprungsgebieten (s. Kap. 5).

Speziell zu aquatischen Makrophyten liegen verschiedene Leitfäden/Handlungsanweisungen vor. MOSS et al. (1996) beschreiben in einem Kapitel ihres Buches über die Sanierung von eutrophierten Flachseen die Wieder-Etablierung von Makrophyten. Falls sich Makrophyten nicht von alleine etablieren, wird die Anpflanzung empfohlen. Hierzu werden Hinweise zur Auswahl der Arten, Pflanzmenge (geringe Menge, aber geschützt), Spendergewässern (z.B. Gräben und Kanäle), Jahreszeit (später Frühling), Pflanztechniken und Schutz der Pflanzungen vor Herbivorie und physikalischen Belastungen (Wellenschlag) gegeben. Ein Verlaufschema illustriert die Vorgehensweise, s. Abb. 3-1.

SMART et al. (1998) und SMART & DICK (1999) beschreiben ausführlich in einem Handbuch die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in amerikanischen Talsperren (s.a. DICK et al. 2005). Das Handbuch umfasst praktisch alle Schritte von der Gewinnung von Verbreitungseinheiten der Makrophyten, der Kultivierung, Auswahl der Arten und Anpflanzung sowie den Standortansprüchen. Die Autoren stellen das Gründerpopulationen-Konzept mit drei Phasen (Testpflanzungen, Pflanzungen in größeren Bereichen, Expansion) vor, s. Abb. 3-2. Explizit wird von SMART & DICK (1999) auch auf verschiedene Schutzeinrichtungen für die Anpflanzungen eingegangen.

GRODOWITZ et al. (2009) stellen ein Modell für die Auswahl von Standorten für die Etablierung mit aquatischen Makrophyten dar, das verschiedene Parameter wie Sediment-Typ, Grad des menschlichen Einflusses, Vorkommen von exotischen Makrophyten und Sturm-indizierten Schäden beinhaltet, s. Tab. 3-1.

HOESCH (2006) beschreibt im Rahmen der „Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung“ erforderliche Sedimenteigenschaften und sonstige erforderliche Umweltbedingungen, gibt Hinweise zur Auswahl, Beschaffung und Pflanzung der aquatischen Makrophyten und weist auf mögliche Nutzungskonflikte mit Seenutzern hin.

HILT et al. (2006) beschreiben in einem Kapitel „Methods for artificial support of macrophyte development“ sinnvolle Gründe für die Ansiedlung von Makrophyten in Seen, erforderliche Umweltbedingungen, die Auswahl der Arten und die Methoden. Zudem werden Fallbeispiele aus Deutschland aufgeführt.

In einer folgenden Arbeit (HUSSNER et al. 2014) werden diese Punkte zu einer „Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederansiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen Deutschlands“ erweitert. HUSSNER et al. (2014) geben Definitionen der Zielvorstellungen unter Einbeziehung der Nutzung. Die Methodik wird von der Auswahl der Arten, über flankierende Maßnahmen bis zu Techniken der Ausbringung ausführlich dokumentiert. Außerdem ist ein Entscheidungsunterstützungsschema aufgeführt (s. Abb. 3-3). HUSSNER et al. (2014) führen diese Schlussfolgerungen auf:

„Ziel der künstlichen Ansiedlung ist es, genügend Makrophyten für die Stabilisierung des Klarwasserzustandes zu etablieren. Das dauerhafte Erreichen dieses Zustandes ist und bleibt jedoch ein schwieriges Unterfangen, und keine der bislang getesteten Maßnahmen kann einen 100%igen Erfolg garantieren. Aus den bisherigen Erfahrungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- „Die künstliche Ansiedlung von Makrophyten ist ein teilweise recht aufwändiges Unterfangen und empfiehlt sich erst dann, wenn die natürliche Ansiedlung von Makrophyten entweder unterblieben ist, als unwahrscheinlich angesehen wird, zu lange dauert, oder die Gefahr der Etablierung unerwünschter Arten (z. B. Neophyten) besteht, der man mit der Anpflanzung zuvor kommen möchte. Praktische Probleme mit der Ansiedlung von Makrophyten treten insbesondere in steilen Uferbereichen auf.
- Die Wahl der zu benutzenden Makrophytenarten ist vom Gewässertyp abhängig zu machen. Eine Ansiedlung von Characeen ist aus verschiedenen Gründen oft erwünscht und scheint besonders erfolgversprechend in kalkreichen, grundwasserbeeinflussten (z. B. Baggerseen) und einigermaßen nährstoffarmen Seen.
- Vor dem Besatz sollte das verwendete Pflanzenmaterial unbedingt auf das Auftreten von Neophyten (wie z. B. *Elodea*) untersucht werden. Es ist dringend anzuraten auch kleinere Sprosstücke dieser Arten zu entfernen bevor das Material ins Gewässer ausgebracht wird.
- Das Vorkommen grünelnder Fischarten (z. B. Karpfen, Brassen) im Gewässer scheint die Wahrscheinlichkeit des dauerhaften Erfolges einer Wieder-Ansiedlung von Makrophyten drastisch zu reduzieren.
- Der Besatz von Makrophyten ist kein Ersatz für eine notwendige Reduktion des Nährstoffeintrages aus dem Umland; zu hohe Nährstoffeinträge (darunter fallen auch unregelmäßige und kurzfristige Extremereignisse) reduzieren die Wahrscheinlichkeit des dauerhaften Erfolges einer Ansiedlung.
- Als Trägersubstrat für die Ansiedlung sind verrottbare Materialien geeignet, die beim Einbringen in das Gewässer z. B. mit Steinen beschwert werden sollten.“

Tab. 3-1: Parameter zur Auswahl von Ansiedlungsflächen für Makrophyten in amerikanischen Talsperren (GRODOWITZ et al. 2009: Probability of selection: 1.0 = höchster Wert)

Characteristic	Answers	Probability of Selection
Sediment Type	Fine	1.00
	Coarse	0.67
	Muck	0.33
	Rock	0.00
Human Presence	High	0.00
	Moderate	0.50
	Low	1.00
Presence of Exotics	Present	0.00
	History/Propagules	0.50
	No history	1.00
Storm Water Inflow	None	1.00
	Low	0.67
	Medium	0.33
	High	0.00

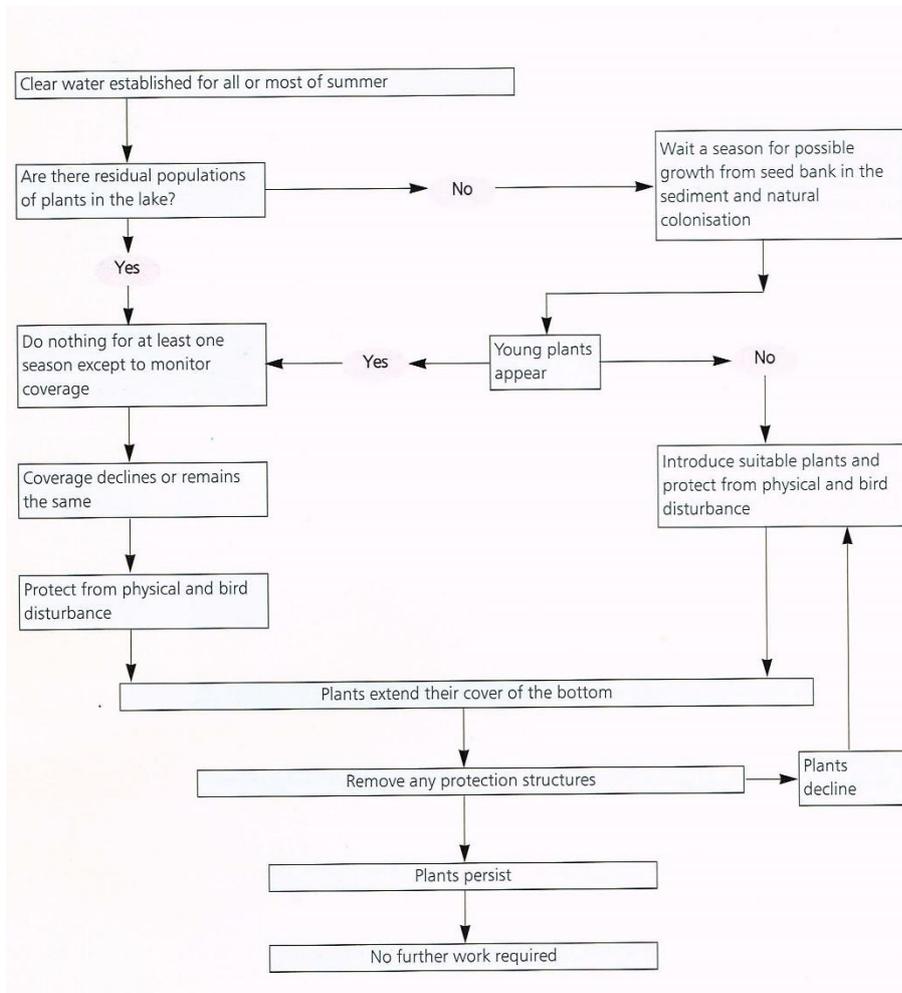


Abb. 3-1: Entscheidungsbaum für die Etablierung von Makrophyten (MOSS et al. 1996)

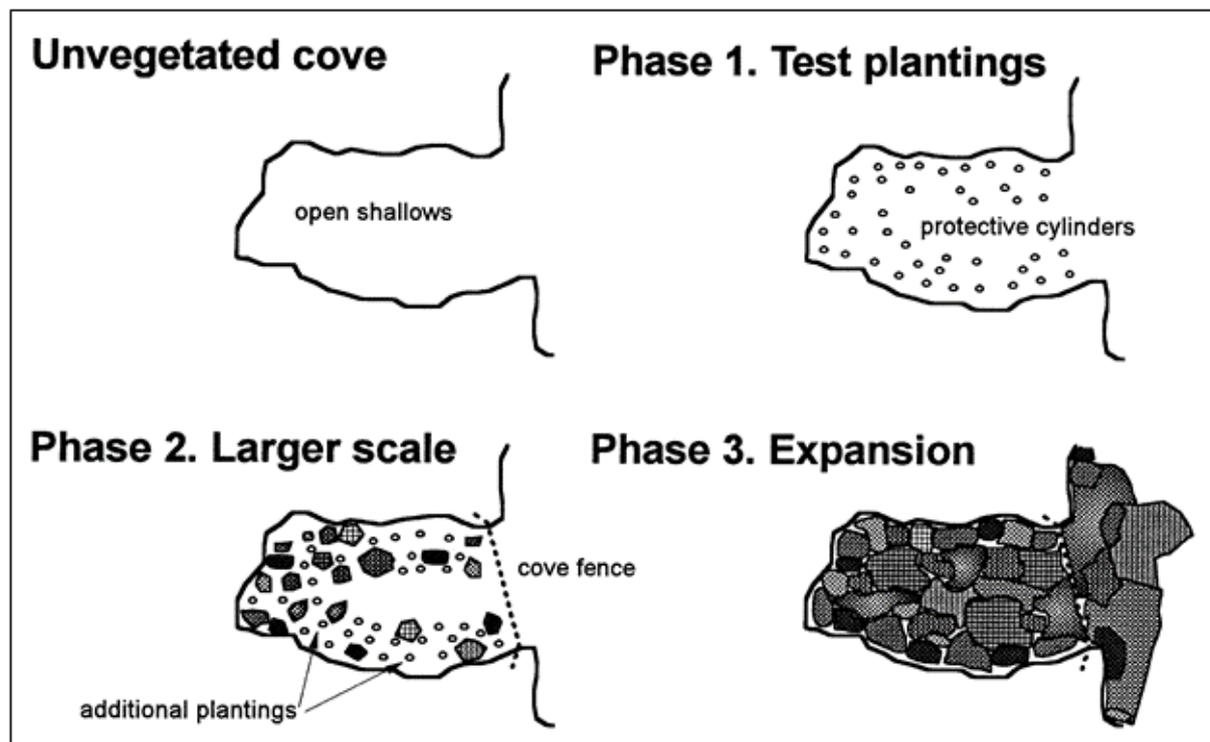


Abb. 3-2: Gründerpopulationen-Konzept für die Etablierung von Makrophyten in Seen (SMART & DICK 1999)

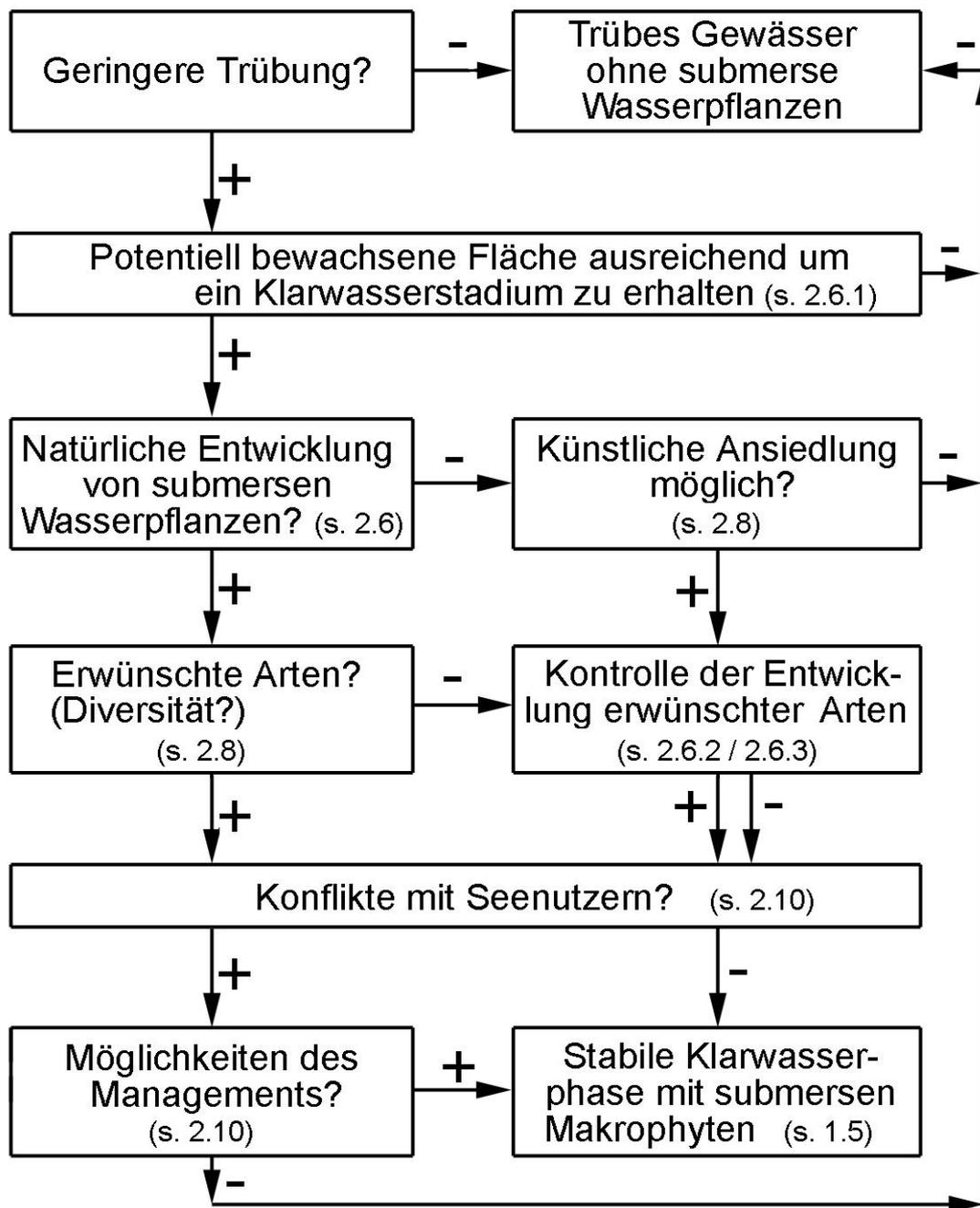


Abb. 3-3: Entscheidungsunterstützungsschema zur Abschätzung der Chancen einer Besiedlung von Flachseen mit Unterwasserpflanzen während oder in Folge einer Sanierung/Restaurierung (HUSSNER et al. 2014)

STILLER & ENGELSCHALL (2014) führen in ihren „praktischen Handlungsempfehlungen für die „Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern“ ausführlich viele Aspekte der Planung bis zur konkreten Umsetzung dar. Hierzu zählen auch z.B. Hinweise zur Entnahme, Kultivierung, Monitoring sowie Pflanz- und Zeitplan.

3.2 Fallstudien

In der Regel werden die Fallstudien im Rahmen einer Publikation behandelt. Für den Behlendorfer See liegen eine Vorstudie (VAN DE WEYER & STUHR 2016), eine Studie zu Voruntersuchungen (MEIS et al. 2018) und Monitoring-Ergebnisse nach der Anpflanzung vor (MEIS et al. 2020).

Insgesamt wurden 59 Fallstudien ausgewertet (s. Tab. A1, Anhang), die z.T. mehrere Seen umfassen.

Die Fallstudien stammen aus 23 Ländern. Die meisten stammen aus Deutschland (24), gefolgt von den USA (10).

Tab. 3-2: Länder, aus denen Fallstudien zur Ansiedlung von Makrophyten in Seen ausgewertet wurden

Land	
A	1
CAN	1
CH	1
CN	5
D	24
DK	4
NL	3
NZ	4
Ö	1
PL	1
S	3
UK	1
USA	10

3.2.1 Allgemeine Angaben

In den Fallstudien reicht die Seefläche von 0,2 ha-28.000 ha (Guntersville Reservoir, DOYLE & SMART 1995), vielfach finden sich aber keine Angaben. Die maximale Tiefe der Seen liegt zwischen 1,2m und 33m, vielfach finden sich aber keine Angaben. Entsprechend beziehen sich die Fallstudien auf ungeschichtete und geschichtete Seen. Die Fallstudien wurden in natürlichen und künstlichen Gewässern durchgeführt, vielfach finden sich aber keine Angaben. Die Fallstudien wurden in allen Trophiestufen von oligo- bis polytroph durchgeführt, vielfach finden sich aber keine Angaben. Zur Sichttiefe liegen auch nur wenige Angaben vor, die Werte reichen von 0,3m-4m.

In den Fallstudien wurden unterschiedliche Sanierungsmaßnahmen durchgeführt, s. Tab. 3-3. Am häufigsten ist Biomanipulation genannt, gefolgt von Nährstoff-Fällung. In einigen Projekten wurden verschiedene Maßnahmen in Kombination durchgeführt. Vielfach finden sich keine Angaben.

Tab. 3-3: Durchgeführte Sanierungsmaßnahmen in den Fallstudien

Ablassen, Biomanipulation	1
Ablassen, Neuaufstau, Biomanipulation	2
Ausbaggerung und Vertiefung, Biomanipulation	1
Biomanipulation	7
Biomanipulation, P-Fällung	2
Entschlammung, Sohlbelegung mit Sand	1
Nährstoff-Fällung, Sohlbelegung mit Folien	1
Nährstoff-Fällung, externe Sanierung	1
Neuanlage, Phosphat-Eliminierungsanlage, Sohlbelegung mit Sand, fischereiliches Management	1
verschiedene	1

3.2.2 Anlass

Ansiedlungen von Makrophyten wurden aus unterschiedlichen Anlässen durchgeführt, s. Tab. 3-3.

Verschiedene Ansiedlungen wurden aus **Naturschutzgründen** durchgeführt; hierbei standen im Wesentlichen Fragestellungen des Artenschutzes im Vordergrund.

Zu einigen aquatischen Makrophyten gibt es Artenschutz-/hilfsprogramme, z. B. aus Bayern für *Elatine alsinastrum*, *Pilularia globulifera* oder *Littorella uniflora* (<https://www.lfu.bayern.de>), aus Baden-Württemberg für *Helosciadium nodiflorum* (RADKOWITSCH 2002) oder aus NRW für Armleuchteralgen (RAABE & VAN DE WEYER 2002), die aber keine Wiederansiedlung durch Anpflanzungen beinhalten. Für Schweden sollen Anpflanzungen für Armleuchteralgen geprüft werden (BLINDOW 2008). In der Schweiz wurden Anpflanzungen mit *Nitella hyalina* im Rahmen eines Artenschutzprogramms durchgeführt (SCHWARZER 2019). In der Elbaue wurde als Ausgleichsmaßnahme für einen Eingriff aus Artenschutzgründen *Trapa natans* und Arten der Schlamm Bodenvegetation angesiedelt (BOLENDER et al. 2001). In der Rheinaue wurde *Salvinia natans* angesiedelt (SCHWARZER & WOLFF 2005). Aus Artenschutzgründen wurde für eine gefährdete Libellenart (*Aeshna viridis*) *Stratiotes aloides* angesiedelt (KASTNER et al. 2016).

Ein besonderer Fokus liegt bei aquatischen Makrophyten aus Sicht des Artenschutzes auf Arten der Anhänge II & IV der FFH-Richtlinie. Hierzu zählen *Luronium natans* (LÜTT 2008/2009) und *Najas flexilis* (VAN DE WEYER 2005). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass Angaben zu *Helosciadium* (= *Apium*) *repens* (LÜTT 2008/2009) nicht ausgewertet wurden, da es sich bei dieser Art um einen Helophyt handelt (VAN DE WEYER & SCHMIDT 2018).

Angaben zu Wiederansiedlungsprojekten finden sich auch im Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen – Wiederansiedlung Pflanzenarten (<http://ex-situ-erhaltung.de>). So wurde *Littorella uniflora* 2008 am Bodenseeufer bei Friedrichshafen (Baden-Württemberg) aus autochthonem Material wieder angesiedelt. Zu *Marsilea quadrifolia* gab es ein Projekt in Kleingewässern am Oberrhein (RADKOWITSCH 2010, s.a. BENNERT 2002), außerdem gab es ein Projekt in der Schweiz. Zwei Wiederansiedlungsprojekte gab es zu *Ranunculus reptans* am Bodensee.

Im Gegensatz zum terrestrischen Bereich, wo z.B. durch Mahdgut-Übertragung Wiederansiedlungsprojekte erfolgen, konnten keine Projekte zum Thema Naturschutz-/Biotop-/Lebensraumtyp-/FFH-Lebensraumtyp-Schutz und aquatische Makrophyten ausfindig gemacht werden.

Tab. 3-4: Anlässe für die Ansiedlung von Makrophyten in Seen

Anlass	Seename	Land	Quelle
Artenschutzkonzept für <i>Aeshna viridis</i>	diverse	D	Kastner et al. (2016)
Eingriffsregelung: Artenschutz	diverse Altgewässer	D	Bolender et al. (2001)
Naturschutz	diverse	PL	van de Weyer (2005)
Naturschutz	diverse	D	Schwarzer & Wolff (2005)
Naturschutz	diverse	CH	Schwarzer (2019)
Etablierung Makrophyten	Little Budworth Pool	UK	Irfanullah & Moss (2004)
Etablierung Makrophyten	Itzelberger See	D	Spitzbarth & Schmieder (2004-2006)
Restaurierung/Sanierung	Lake Engelsholm	DK	Lauridsen et al. (2003)
Restaurierung/Sanierung	Lake Vaeng	DK	Bayala et al. (2017), Boll et al. (2012)
Restaurierung/Sanierung	Zwemlust	NL	Ozimek et al. (1990)
Restaurierung/Sanierung	Baarer Kiesgrube	D	Rott (2004)
Restaurierung/Sanierung	Blücher-Park-Weiher	D	Ianaplan (2020a)
Restaurierung/Sanierung	Upper Link Lake	CA	Smith & Kalin (1992)
Restaurierung/Sanierung	Lake Terra Nova	NL	van de Haterd & ter Heerdt (2007)
Restaurierung/Sanierung	Maojiabu Lake (Huizhou Lake)	CN	Zeng et al. (2017)
Restaurierung/Sanierung	Behlendorfer See	D	Meis et al. (2020)
Restaurierung/Sanierung	Lake Sjöbygard	DK	Chou et al. (2009)
Nutzungskonflikte	Baldeneysee	D	Ianaplan (2020b)
Nutzungskonflikte	Mieminger Badeseen	A	Hussner et al. (2014)
Nutzungskonflikte	Phoenixsee	D	van de Weyer et al. (2014)
Nutzungskonflikte	Steinhöringer Badeseen	D	Hussner et al. (2014)
Nutzungskonflikte	Weißstädter See	D	Hussner et al. (2014)
Nutzungskonflikte	Bachtelweiher	D	Mählmann et al. (2006)
Verbesserung der Fischhabitate	Lake Apopka	USA	Slagle & Allen (2018)
Verbesserung der Fischhabitate	El Dorado Lake	USA	Dick & Smart (2004)
Verbesserung der Fischhabitate	Lake Conroe	USA	Smart & Dick (2008)
wissenschaftliche Versuche	mehrere Seen	D	Hoffmann et al. (2013)
sonstige	Kiesgrube am Reeser Meer und Abgrabungssee bei Büderich	D	Hussner et al. (2014)
sonstige	LfU-Teichanlage Wielenbach	D	Hussner et al. (2014)

Die meisten Ansiedlungen sind dem Themenkomplex **Restaurierung/Sanierung/Therapie** von Seen zuzuordnen. Neben der allgemeinen Angaben zur Sanierung finden sich auch Angaben zur Verbesserung der Trophie und zur Verbesserung als Lebensraum für Zooplankton. SMITH & KALIN (1992) führten Anpflanzungen zur Reduktion von Radon im Wasser durch. Die Anpflanzungen im Behlendorfer See (MEIS et al. 2018, 2020) wurden zur Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse nach EG-WRRL durchgeführt.

Verschiedene Ansiedlungsprojekte wurden zur **Minimierung von Nutzungskonflikten** (vornehmlich Wassersport) durchgeführt.

Drei Projekte wurden in den USA zur **Verbesserung der Fischhabitats** durchgeführt, ein Projekt aus Deutschland zu **wissenschaftlichen Fragestellungen** (s. Tab. 3-4).

Ansonsten sei noch erwähnt, dass aquatische Makrophyten auch weitere anthropogene Funktionen haben (s. Kap. 2.2.2). In vielen Gewässern, auch Seen in Schleswig-Holstein, werden kleinflächige Anpflanzungen von Seerosen beobachtet, hierzu liegen aber keine Dokumentationen vor. Die landschaftsästhetischen Funktionen von aquatischen Makrophyten und Helophyten sind vor allem in Landschafts- und Wassergärten, Schwimm- und Gartenteichen von Bedeutung (BAUMHAUER et al. 2014, SCULTHORPE 1967).

3.2.4 Besiedlungspotential und Makrophytenbestand vor der Pflanzung

Zum Besiedlungspotential der Anpflanzungen liegen nur wenige Angaben vor. Es fanden sich Angaben zu „lebenden Pflanzen allgemein“ (5x) und zu „wenigen lebenden Pflanzen“ (5x). In wenigen Seen wurden auch die Diasporen untersucht, z.B. für verschiedene Seen in SH (STEINHARDT 2011, HOLZHAUSEN 2019). Beim Projekt Phoenixsee wurden auch die Diasporen der Spendergewässer untersucht (VAN DE WEYER et al. 2014).

In den meisten Fallstudien war der Makrophytenbestand vor der Anpflanzung verödet (20x) bzw. fast verödet (5x). Massenbestände von Makrophyten wurden in vier Studien angegeben, diverse Arten in drei.

3.2.5 Spendergewässer

Zu den Spendergewässern liegen nur wenige Angaben vor. In 15 Fallstudien wurden Pflanzen aus Gewässern in der Nähe entnommen, „natürliche Gewässer“ werden in sieben Fällen angegeben, „autochthone Pflanzen“ aus zwei Fallstudien. Fünfmal wurden Pflanzen aus Gärtnereien verwendet, s. Tab. 3-5.

Tab. 3-5: Spendergewässer

Gewässer in der Nähe	15
natürliches Gewässer	7
autochthone Pflanzen	2
Gärtnerei	5

3.2.6 Angepflanzte Arten und Details zur Anpflanzung

Die Anzahl der angepflanzten **Arten** schwankt zwischen einer und 22 Arten je Fallstudie. Insgesamt wurden 56 verschiedene Arten angepflanzte. Zehn verschiedene Armleuchteralgen, zwei aquatische Moose, ein aquatischer Farn und 42 aquatische Gefäßpflanzen wurden angepflanzte.

Am häufigsten (s. Tab. 3-6) wurden zwei Armleuchteralgen (*Chara contraria*, 9x und *Chara globularis*, 8x) angepflanzte. Hierauf folgen drei Gefäßpflanzen (*Potamogeton crispus*, 6x und *Potamogeton lucens*, 5x sowie *Vallisneria americana*, 5x). Da die Auswertung weltweit erfolgte, treten auch Arten auf, die in Deutschland nicht vorkommen. Bemerkenswert ist auch, dass 4 x *Elodea nuttallii* angepflanzte wurde, die in Europa zu den invasiven Neophyten zählt (Verordnung [EU] Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten).

Tab. 3-6: Pflanzenarten, die im Rahmen der Fallstudien weltweit angepflanzt wurden

Anzahl	angepflanzte Arten	
9	<i>Chara contraria</i>	Armleuchteralge
8	<i>Chara globularis</i>	Armleuchteralge
6	<i>Potamogeton crispus</i>	Gefäßpflanze
5	<i>Potamogeton lucens</i>	Gefäßpflanze
5	<i>Vallisneria americana</i>	Gefäßpflanze
5	verschiedene Arten	
4	<i>Nitellopsis obtusa</i>	Armleuchteralge
4	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Gefäßpflanze
4	<i>Elodea nuttallii</i>	Gefäßpflanze
4	<i>Stuckenia pectinata</i>	Gefäßpflanze
3	<i>Chara</i> spp.	Armleuchteralge
3	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Gefäßpflanze
3	<i>Nuphar lutea</i>	Gefäßpflanze
3	<i>Potamogeton nodosus</i>	Gefäßpflanze
3	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Chara hispida</i>	Armleuchteralge
2	<i>Chara vulgaris</i>	Armleuchteralge
2	<i>Nitella flexilis</i>	Armleuchteralge
2	<i>Eleocharis acicularis</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Elodea canadensis</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Heteranthera dubia</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Myriophyllum</i> spp.	Gefäßpflanze
2	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Stratiotes aloides</i>	Gefäßpflanze
2	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Moos
1	<i>Chara papillosa</i>	Armleuchteralge
1	<i>Nitella flexilis/opaca</i>	Armleuchteralge
1	<i>Chara subspinoso</i>	Armleuchteralge
1	<i>Nitella hyalina</i>	Armleuchteralge
1	<i>Salvinia natans</i>	Farn
1	<i>Berula erecta</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Callitriche obtusangula</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Callitriche spec.</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Hippuris vulgaris</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Juncus bulbosus</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Limosella aquatica</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Luronium natans</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Najas flexilis</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Najas marina (N. intermedia)</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Nelumbo lutea</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Nuphar advena</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Persicaria amphibia</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Pondetaria cordata</i>	Gefäßpflanze

Anzahl	angepflanzte Arten	
1	<i>Potamogeton alpinus</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Potamogeton amplifolius</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Potamogeton natans</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Potamogeton zosteriformis</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Ranunculus cicutatus</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Ranunculus flammula</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Trapa natans</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Utricularia minor</i>	Gefäßpflanze
1	<i>Scorpidium scorpioides</i>	Moos

Pflanzenteile: Lebende Pflanzen wurden in 26 Fallstudien angepflanzt, in neun Fällen wurden zusätzlich zu den lebenden Pflanzen Sediment ausgebracht. Diasporen (Samen, Früchte, Turionen, Bulbillen, Sporophyten) wurden in sechs Fallstudien eingesetzt, s. Tab. 3-7.

Tab. 3-7: Pflanzenteile, die im Rahmen der Fallstudien angepflanzt wurden

lebende Pflanzen	26
lebende Pflanzen und Sediment	9
Diasporen	6

Vermehrung: In einigen Projekten wurden Pflanzen entnommen, in Gärtnereien vermehrt und dann mit dem Sediment angepflanzt. Diese Methode eignet sich insbesondere für rhizophytische Gefäßpflanzen, da so die Wurzeln nicht beeinträchtigt werden. RIIS et al. (2007) und STILLER & ENGELSCHALL (2014) empfehlen explizit die Anzucht und Kultivierung vor der Pflanzung. Zu berücksichtigen bleibt hierbei, dass dies für aquatische Gefäßpflanzen in Fließgewässern konzipiert wurde. STILLER & ENGELSCHALL (2014) empfehlen hierbei eine Kultivierungszeit von 4-6 Wochen. Bei der Kultivierung ist grundsätzlich darauf zu achten, dass keine Neobiota über die Kultivierung in die Gewässer gelangen.



Abb. 3-4, 3-5: Kultivierung von *Potamogeton lucens* in einer Gärtnerei und kultivierte Pflanzen vor der Anpflanzung (MEIS et al. 2018)

Die **Pflanzzeit** ist nur in wenigen Fallstudien erwähnt. Allgemein wird der Beginn der Vegetationsperiode für lebende Pflanzen empfohlen (HUSSNER et al. 2014, MOSS et al. 1996), ggf. mit einer zweiten Pflanzung im Sommer (LANAPLAN 2020a). Werden lediglich Diasporen ausgebracht, ist dies zu jeder Jahreszeit möglich (VAN DE WEYER et al. 2014, 2015).

Die am häufigsten verwendete **Entnahme- und Anpflanzmethode** ist die Entnahme und das Ausbringen per Hand. Lediglich im Projekt *Aeshna viridis/Stratiotes aloides* (KASTNER et al. 2016) wurden Bagger eingesetzt (s. Abb. 3-6, 3-7, Tab. 3-8).



Abb. 3-6, 3-7: Entnahme und Bepflanzung von *Stratiotes aloides* mit einem „*Stratiotes*-Pflücker“ (KASTNER et al. 2016)

In den meisten Fällen erfolgte eine Anpflanzung im Sediment (21 Fallstudien). Hierzu wurden in einigen Projekten auch Taucher eingesetzt (s. Abb. 3-8, 3-9). In vier Fällen wurden Geotextilien bepflanzt (MÄHLMANN 2006, ROTT 2005), alle anderen Verfahren wurden nur einmal angewendet, s. Tab. 3-8.

Bei der Gruppe der Wasserschweber, zu denen *Stratiotes aloides* (KASTNER et al. 2016) und *Salvinia natans* (SCHWARZER & WOLFF 2005) gehören, erfolgte die Ausbringung ins Wasser. Bei einem Wassermoos (*Fontinalis antipyretica*) wurden die Pflanzen mit Steinen befestigt.

Tab. 3-8: Anpflanzmethoden

Pflanzung im Sediment	21
Geotextile	4
Wasser, Bagger (<i>Stratiotes</i>)	2
Befestigung an Steinen (<i>Fontinalis</i>)	1
Töpfe mit unterschiedlichen Sedimenten	1
Wasser, händisch (<i>Salvinia</i>)	1
Wasser, Anspritzverfahren	1
Wuchsinselfn aus unterschiedlichen Materialien	1

Einmal wurde ein Anspritzverfahren gewählt, um einen kompletten See mit Diasporen zu beimpfen (Projekt Phoenixsee, VAN DE WEYER et al. 2014, s. Abb. 3-8 bis 3-11).

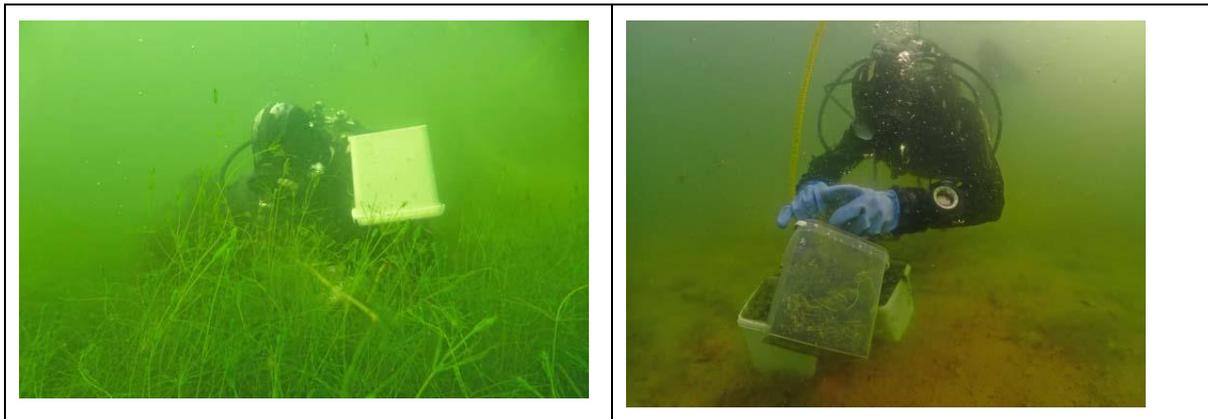


Abb. 3-8, 3-9: Entnahme von Armleuchteralgen im Phoenixsee und Anpflanzung im Blücher-Park-Weiher durch Taucher (LANAPLAN 2020b)



Abb. 3-10, 3-11: Entnahme von Sediment mit Diasporen im Saugverfahren; Transport des Wasser-Sediment-Gemisches in einem Container (Projekt Phoenixsee, VAN DE WEYER et al. 2014)



Abb. 3-12, 3-13: Entnahme von Sediment mit Diasporen im Saugverfahren: Filterung des Wassers mit feinen Gitter; Anspritzverfahren (Projekt Phoenixsee, VAN DE WEYER et al. 2014)

3.2.7 Ansiedlungsflächen

Die bepflanzten **Flächen/Pflanzenmengen** schwanken sehr stark. In den meisten Fallstudien wurden kleinere Flächen bepflanzte (z.B. „24 enclosures von je 1m²“ bzw. „25 und 53 Pflanzen“) bis hin zu sehr großen Flächen (bis 5 ha, JEPPESEN et al. 2012). Die Angaben sind so heterogen, dass eine Klassifizierung/Zusammenfassung nicht möglich ist. Auch die Empfehlungen von HOESCH (2006), HUSSNER et al. 2014, MOSS et al. (1996) variieren. MOSS et al. (1996) schreiben zu den Pflanzenmengen: „For submerged plants, a large quantity as possible is desirable, not because the propagules will grow slowly once established, but because they are vulnerable to destruction...“

Die **Anpflanzungstiefen** schwanken zwischen 0,3 m bis < 6 m, die meisten Anpflanzungen erfolgen im Flachwasser (0,5-2 m). GRODOWITZ et al. (2009) weisen darauf hin, dass zu flache Bereiche für die Anpflanzung nicht geeignet sind, da sie nur unzureichend durchwurzelt werden können.

Zum **bepflanzten Substrat** liegen fast keine Angaben vor. Das steht im Gegensatz zu den Hinweisen, dass geeignete Substrate eine Schlüsselrolle für die Anpflanzung spielen. Bei Vorversuchen zur Kultivierung von *Potamogeton praelongus* wurde festgestellt, dass diese Art in schlammigen Substraten besser wuchs als in sandigen (PRAUSOVÁ et al. 2015). STILLER & ENGELSCHALL (2014) weisen darauf hin, dass geeignete Substrate für eine Ansiedlung notwendig sind. Nach MOSS et al. (1996) können besiedlungsfeindliche Sedimenteigenschaften die Etablierung von Makrophyten behindern. GRODOWITZ et al. (2009) klassifizieren Sedimente in Abhängigkeit von der Korngröße. Feinsubstrate stufen sie als geeignet ein, Blöcke als ungeeignet. HOESCH (2006) schreibt: „Vor der Einbringung von submerser Vegetation kann es nötig sein, das Substrat zu bearbeiten, damit die Pflanzen gute Aufwuchsbedingungen vorfinden. Eine Abdeckung des Sedimentes mit lichtdichten Planen ist im Falle einer bestehenden, aber unerwünschten Substratbesiedlung zu empfehlen.“

Bei MEIS et al. (2018) erfolgte die Auswahl der Ansiedlungsflächen und der Arten auch nach den Sedimenttypen bzw. dem Gesamt-Phosphor-Gehalt im Sediment.

3.2.8 Unterstützende Maßnahmen bei den Anpflanzungen

Als häufigste unterstützende Maßnahme (13x) bei den Anpflanzungen sind Käfige/Zäune genannt, hierzu zählen wohl auch die Enclosures und Exclosures, s. Tab. 3-9. Grundsätzlich gibt es Unterschiede in Abhängigkeit von der Maschenweite/Abstand der Gitter und nach oben offene und geschlossene Systeme.

Der Effekt von Schutzeinrichtungen wurde auch in Rahmen von Studien zum Einfluss von herbivoren- und benthivoren Fischen auf Makrophyten untersucht (HUSSNER in BLINDOW 2019, LENZEWSKI, 2019, MOSS et al. 1996, OLDORFF & KIRCHEY 2017, VAN DONK & OTTE 1996).

Tab. 3-9: Unterstützende Maßnahmen bei den Anpflanzungen

Käfige/Zäune	13
textile Vegetationsträger	3
Enclosures	1
Exclosures	1
Hälterungsplattform	1
Käfige und Röhren	1



Abb. 3-12, 3-13: Schutzeinrichtungen für Anpflanzungen: Käfig (links, MEIS et al. 2020) und Netz (rechts, MOSS et al. 1996)

3.2.9 Probleme

Als am häufigsten aufgeführtes Problem (s. Tab. 3-10) in den Fallstudien wird Herbivorie genannt (9x), gefolgt von invasiven Arten (hiervon 3 x *Elodea* spp.) und wechselnde Wasserstände (4x). Aufgeführt sind auch „Überwuchern mit Algen“ (2x) und „zu wenig Licht“ (2x).

Tab. 3-10: Probleme bei den Anpflanzungen

Herbivorie	9
invasive Arten	4
wechselnde Wasserstände	4
Überwuchern mit Algen	2
zu wenig Licht	2
hohe Wassertemperatur	1
Karpfen	1
Verschattung, Sedimentation verdeckt Pflanzen	1
zu hohe Nährstofflast	1

In den Reviews werden diese Faktoren (Herbivorie, konkurrenzstarke Neophyten) ebenfalls genannt (HUSSNER et al. 2014, LANAPLAN 2020a). GRODOWITZ et al. (2009) klassifizieren den Einfluss von Neophyten in drei Klassen: 1. keine historischen Nachweise, 2. historische, aber keine aktuellen Nachweise und 3. aktuelle Nachweise. Außerdem werden Nutzungskonflikte (HUSSNER et al. 2014, s.a. Kap. 3.1) und Wellenschlag (GRODOWITZ et al. 2009, MOSS et al. 1996) genannt.

3.2.10 Effizienz der Anpflanzungen

In 31 Fallstudien wird die Ansiedlung als erfolgreich beschrieben (s. Tab. 3-11), in acht Fällen wird die Effizienz als bedingt erfolgreich eingestuft. Acht Fallstudien wurden als nicht erfolgreich eingestuft, zu 12 Fällen liegt keine Bewertung vor. Angemerkt sei, dass die Einstufung der Effizienz meist nur allgemein formuliert ist, in der Regel fehlen klare Parameter.

Tab. 3-11: Effizienz der Anpflanzungen

Erfolg*	Gewässer	Quelle
1	Arcadia Lake	Dick, Smart & Gilliland (2004)
1	Behlendorfer See	Meis et al. (2020)
1	Blücher-Park-Weiher	Ianaplan (2020a)
1	Cooper Lake	Dick, Smart & Smith (2004)
1	diverse	Schwarzer & Wolff (2005)
1	diverse	Lütt (2008/2009)
1	diverse Altgewässer	Bolender et al. (2001)
1	Kamernscher-Schönfelder See	Hussner et al. (2014)
1	Lake Terra Nova	van de Haterd & ter Heerdt (2007)
1	Lake Vaeng	Bayala et al. (2017), Boll et al. (2012)
1	LfU-Teichanlage Wielenbach	Hussner et al. (2014)
1	Little Budworth Pool	Irfanullah & Moss (2004)
1	Phoenixsee	van de Weyer et al. (2014, 2015, 2017)
1	Zwemlust	Ozimek et al. (1990)
1	Cheasapeake Bay	Moore et al. (2010)
1	Alte Donau	Donabaum et al. (1999)
1	Baarer Kiesgrube	Rott (2005)
1	Chautauqua Lake	Storch et al. (1986)
1	Guntersville Reservoir	Doyle & Smart (1995)
1	Huizhou Lake	Jeppesen et al. (2012)
1	Lake Engelsholm	Lauridsen et al. (2003)
1	Lake Qinhu	Jeppesen et al. (2012)
1	Lake Susan	Knopik & Newman (2018)
1	Lake Whangape	Jellyman et al. (2009)
1	Maojiabu Lake (Huizhou Lake)	Zeng et al. (2017)
1	Reservoir Saidenbach	Hilt et al. (2006)
1	Riesenstein Kiesgrube	Hilt et al. (2006)
1	Rückhaltebecken Tävs Moor	Hilt et al. (2006)
1	Stigsholm	Søndergaard et al. (1996)
1	diverse Altgewässer	Bolender et al. (2001)
1	Växjosjön, Trummen	Blindow (2019)
0	Baldeneysee	Ianaplan (2020b)
0	diverse	Kastner et al. (2016)
0	diverse	Kastner et al. (2016)
0	Itzelberger See	Spitzbarth & Schmieder (2004-2006)
0	Little Bear Creek Reservoir	Fleming et al. (2011)
0	Unterer Inselfsee	Mählmann et al. (2006)

Erfolg*	Gewässer	Quelle
0	diverse	https://www.helpdeskwater.nl
0	Upper Link Lake	Smith & Kalin (1992)
-1	Bachtelweiher	Mählmann et al. (2006)
-1	2 Kiesgruben	Hussner et al. (2014)
-1	Lake Apopka	Slagle & Allen (2018)
-1	Lake Rotoroa	Jellyman et al. (2009)
-1	Lake Rotumanuka	Jellyman et al. (2009)
-1	Lake Ruatuna	keine Publikation, Projekt wurde abgebrochen
-1	Steinhöringer Badensee	Hussner et al. (2014)
-1	Weißerstädter See	Hussner et al. (2014)

Erfolg: 1 = erfolgreich, 0 = bedingt erfolgreich, -1 = nicht erfolgreich

3.2.11 Entwicklungspflege

In einigen Fallstudien wurde deutlich, dass eine Entwicklungspflege erforderlich sein kann. Zu nennen ist vor allem die Entfernung von Algenaufwuchs auf Schutzeinrichtungen (s. Abb. 3-14, 3-15).

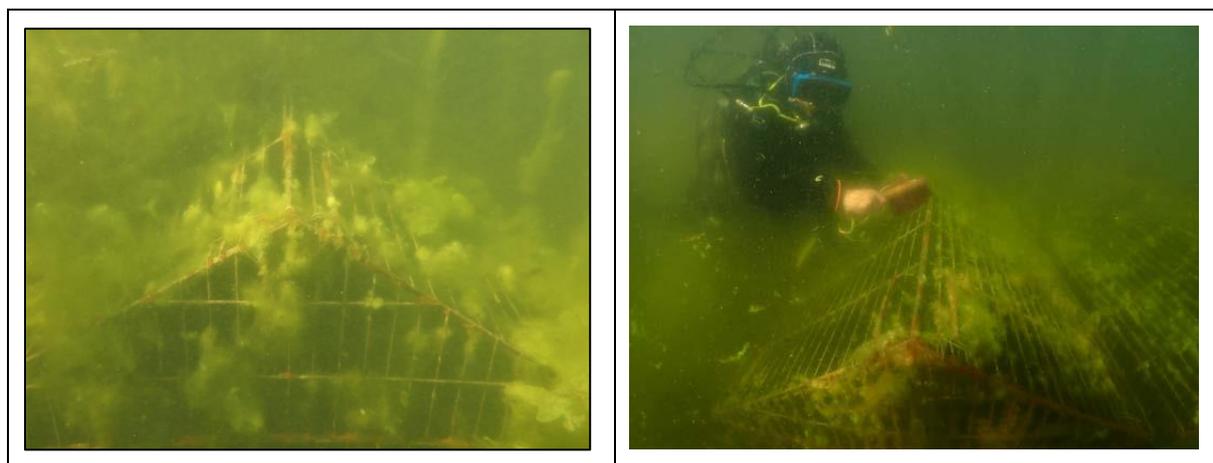


Abb. 3-14: Dichter Algenaufwuchs auf einer Schutzeinrichtung im Behlendorfer See und Entwicklungspflege (MEIS et al. 2020)

3.3 Fazit

„However, first the abiotic conditions for the growth of submerged macrophytes should be met as well as a reduction in the population of sediment disturbing fish or crustaceans including (invasive or stocked) crabs and crayfish. Subsequently one should wonder why macrophytes are not spontaneously returning to the restored water body. This may indicate that growing conditions are still not good enough and in that case transplanting will be unsuccessful“ (BAKKER et al. 2013).

Für Ansiedlungen von aquatischen Makrophyten lassen sich bestimmte Anforderungen definieren:

- Definition des **Anlasses** (z.B. Naturschutz, Gewässersanierung, Nutzungskonflikte) und der genauen Formulierung von Zielen incl. Parameter (z.B. Erreichung des guten ökologischen Zustandes der Makrophyten nach EG-WRRL)
- Es sind ausreichende **Voruntersuchungen** und eine darauf aufbauende Maßnahmenplanung incl. Zeit- und Pflanzplan erforderlich, die auf die speziellen Anforderungen des betreffenden Sees zugeschnitten sind (s. VAN DE WEYER & STUHR 2016, MEIS et al. 2016)
- Für erfolgreiche Ansiedlungen müssen **Mindestanforderungen** der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen erfüllt werden, vor allem Licht, Substrat und Herbivorie (Schlüsselfaktoren). Da die Herbivorie ein sehr wichtiger Faktor ist, sind entsprechende begleitende Maßnahmen erforderlich (z.B. Käfige oder Zäune). Bei Neuanlagen von Gewässern oder komplettem Abfischen sind sie obsolet.
- Vor der Anpflanzung sollte eine **spontane Besiedlung** von Makrophyten abgewartet werden. Tritt dies nicht ein, ist eine Untersuchung des **Besiedlungspotenzials** erforderlich. Das Besiedlungspotenzial der Makrophyten (Pflanzen, Pflanzenteile incl. Diasporen: Samen, Oosporen, Sporophyten, Turionen, Bulbillen etc.) im See und dessen Einzugsgebiet ist eine sehr wichtige Steuergröße, die die Erklärung für eine fehlende Besiedlung mit den Zielarten sein kann.
- Grundsätzlich lassen sich zwei **Konzepte** in Bezug auf die Flächengröße in einem See unterscheiden
 - Kleine Teilflächen: Das Prinzip der Gründerpopulationen nach SMART et al. (1998) und SMART & DICK (1999) umfasst ein abgestuftes Vorgehen mit kleinen Teilflächen, die bei erfolgreichen Testpflanzungen erweitert werden. Die Testflächen müssen gegenüber Belastungen in der Anwuchsphase, insbesondere Herbivorie, geschützt werden
 - Flächendeckende Bepflanzung: Hierzu ist ein Abfischen unerlässlich (MOSS et al. 1996). Die Anpflanzung kann z.B. durch eine Kombination von Pflanzungen lebender Pflanzen und Anspritzverfahren mit Diasporen erfolgen (VAN DE WEYER et al. 2014)
- Die **Artenauswahl** ist abhängig vom Gewässertyp und Anlass (z.B. Naturschutz, Gewässersanierung, Nutzungskonflikte). Bei der Artenauswahl sollten in jedem Fall naturschutzfachliche Belange berücksichtigt werden. Dies betrifft vor allem die Verwendung von Pflanzen aus der Region. Dies und weitere Anforderungen sind in den „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980“ aufgeführt (SUKOPP & TRAUTMANN 1981):
 - Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht.

- Das Saat- oder Pflanzgut stammt aus einem nahe gelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass dieses geschädigt wird.
- Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der angesiedelten Arten
- Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.
- Die Spendergewässer sollen gemäß dem Regio-Saatgut-Konzept in demselben Ursprungsgebiet liegen. In Schleswig-Holstein werden im Wesentlichen zwei Ursprungsgebiete unterschieden: HK1 = Marsch & Geest entspr. atlantische Region, HK3 = Östl. Hügelland entspr. kontinentale Region. Im Südosten gehört ein kleiner Bereich zum Ursprungsgebiet „Ostdeutsches Tiefland“ (HK4). Die beiden letzteren gehören beide zum Produktionsraum „Nordostdeutsches Tiefland“.
- Nicht mit allen Arten können alle **Ziele** erreicht werden. Höherwüchsige Arten verursachen oft Probleme mit bestimmten Nutzungen (Wassersport). Niedrigwüchsige Arten wie Armleuchteralgen oder Grundsprossgewächse (Isoetiden) decken in der Regel die meisten Anforderungen ab.
- Gemeinsame Anpflanzungen von hoch- und niedrigwüchsigen Arten sind zu vermeiden, da hochwüchsige Arten die Lichtverfügbarkeit für niedrigwüchsige Arten (insbesondere Armleuchteralgenarten) deutlich einschränken können und so eine Etablierung von niedrigwüchsigen Arten verhindern können.
- Für die Ansiedlung müssen geeignete Ansiedlungsbereiche identifiziert werden (geringe Vegetationsbedeckung, wenig Wellenschlag, keine Beschattung, kein Steilufer, geeignete Substrate).
- Falls nicht genügend Pflanzenmaterial in den Spendergewässern entnommen werden kann, bietet sich die Kultivierung und Vermehrung der Makrophyten in Gärtnereien, die auf Wasserpflanzen spezialisiert sind, an. Die kultivierten Pflanzen werden mit dem Sediment eingepflanzt. Hierdurch werden z.B. bei rhizophytischen Gefäßpflanzen die Wurzeln nicht beeinträchtigt.
- Die Pflanzung erfolgt am besten mit lebenden Pflanzen und Sediment (mit Diasporen) im Flachwasser bis zu einer Tiefe von ca. 4 m. In Tiefen > 1 m sollten Taucher eingesetzt werden. Eine Ausnahme sind Wasserschweber, die direkt ins Wasser eingebracht werden können (z.B. *Stratiotes aloides*).
- Die Angaben zu den Pflanzmengen variieren sehr stark. Für die Pflanzmengen sind auch die Größe der Ansiedlungsflächen und das zur Verfügung stehende Spender-Pflanzenmaterial von Bedeutung.
- Für lebende Pflanzen ist für die Anpflanzung der Beginn der Vegetationsperiode empfehlenswert, ggf. mit einer zweiten Pflanzung im Sommer. Werden lediglich Diasporen ausgebracht, ist dies zu jeder Jahreszeit möglich.
- Schutzeinrichtungen (Zäune, Gitter etc.) der Anpflanzungen sind in den meisten Fällen unerlässlich.
- Nach der Anpflanzung sollte ein Monitoring durchgeführt werden.
- Eine Entwicklungspflege kann erforderlich sein. Dies betrifft z.B. die Entfernung von Aufwuchs auf Schutzeinrichtungen.

Teil 3

4 Handlungsleitfaden

Der Ablauf einer Ansiedlungsmaßnahme ist in Abb. 4-1 dargestellt. In einem ersten Schritt erfolgen die Definition der Zielsetzung (Naturschutz, Sanierung, Verringerung von Nutzungskonflikten etc., s. Kap. 5). Grundsätzlich ist der Ablauf bei jedem Anlass (s. Kap. 5.1) gleich. Danach erfolgt eine Untersuchung der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen (Kap. 6). Falls die aktuelle Situation nicht mit den Mindestanforderungen übereinstimmt, sind zunächst Maßnahmen erforderlich, um die abiotischen und biotischen Mindestanforderungen (Umweltbedingungen) zu erreichen (s. Kap. 6.9). Wenn sich die Zielarten spontan (natürlich) einstellen, ist eine Anpflanzung nicht erforderlich (MOSS et al. 1996). Können die abiotischen und biotischen Umweltbedingungen nicht erreicht werden, erfolgt keine Anpflanzung.

Wenn die Mindestanforderungen der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen erreicht sind, sich aber keine spontane Besiedlung der Makrophyten-Zielarten in ausreichender Menge einstellt, erfolgt im nächsten Schritt die Untersuchung des Besiedlungspotenzials (s. Kap. 7). Noch vorhandene Zielarten können ggf. vermehrt werden, ansonsten werden Zielarten in Spendergewässern (s. Kap. 8.1) entnommen und ggf. vermehrt (s. Kap. 8.2). Für die Ansiedlung werden geeignete Ansiedlungsflächen ausgewählt (s. Kap. 8.3). Für die Pflanzung wird ein Pflanzplan erstellt (s. Kap. 8.4, 8.5). Nach der Pflanzung erfolgen ein Monitoring incl. Entwicklungspflege sowie eine Beurteilung der Effizienz der Maßnahme (s. Kap. 9, vgl. SUKOPP & TRAUTMANN 1981).

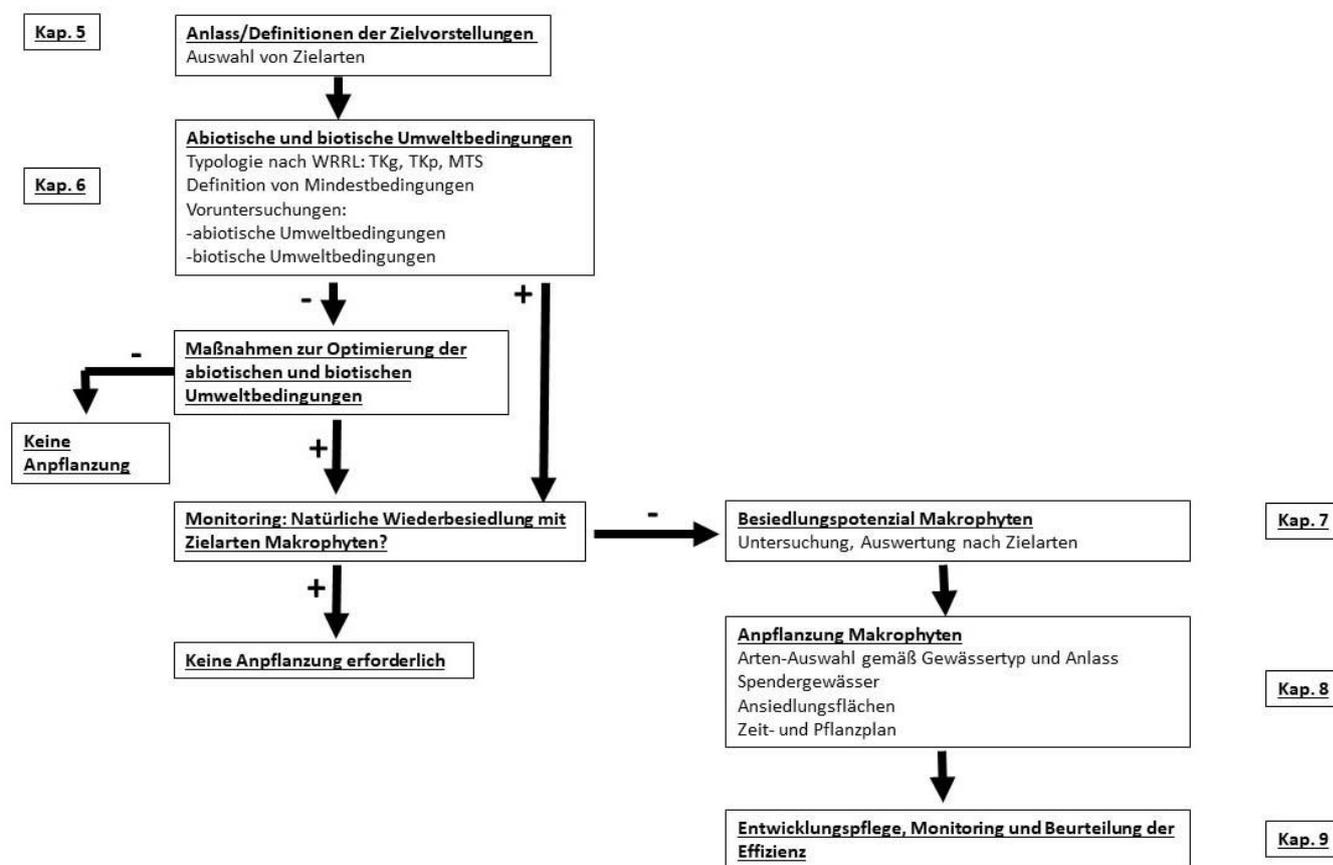


Abb. 4-1 Ablaufschema für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen

Tab. 4-1 zeigt eine Checkliste der notwendigen Arbeitsschritte und Untersuchungen für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen.

Tab. 4-1: Checkliste der notwendigen Arbeitsschritte und Untersuchungen für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen

Kapitel			
5.1	Anlass/Zielsetzungen/Parameter		
	Nutzungen		
5.2	Auswahl Arten		
6	Abiotische und biotische Rahmenbedingungen		
	Parameter	Erfassungsmethoden	Mindestanforderung (Kap. 6.2)
6.1	Gewässertyp	Schaumburg et al. (2014), Riedmüller et al. (2013)	
6.3	Trophie	LAWA (2014)	mestroph2/eutroph1
6.4	Epiphyten	Hilt & van de Weyer (2018)	gering
6.5.1	Sediment: Korngröße	LAWA (2015)	Sand, Kies, Torf, Kalk (maximal geringer organischen Anteil bzw. geringe Sedimentauflage)
6.5.1	Sediment: Gesamt-Phosphor (mg/kg)	DIN 38414-11:1987-08, DIN EN 13657:2003-01, DIN EN ISO 11885:2009-09, DIN EN 12880:2001-02	< 500
6.5.2	Wasserstandsschwankungen	Pegel	gering
6.6	Herbivorie	Kombination von Gelände-Erhebungen (gering/mittel/stark) und Exclosure-Versuchen	gering
6.6	Benthivorie	Meis et al. (2018)	gering
6.7	Konkurrierende Makrophyten	Schaumburg et al. (2014), van de Weyer et al. (2007b), Pätzolt (2007)	geringe Vegetationsbedeckung
7	Besiedlungspotenzial	Holzhausen (2019), Schaumburg et al. (2014), van de Weyer et al. (2007b), Pätzolt (2007)	
8.1	Spendergewässer		
8.2	Entnahme- und Vermehrungsverfahren		
8.3	Ansiedlungsflächen		
	Gefälle	LAWA (2015)	Flache und mittelsteile Ufer
	Beschattung	Wörlein (1982)	vollsonnig-absonnig
	Wellenschlag	LAWA (2015)	gering-mittel (keine stark windexponierten Ufer)
8.4/8.5	Pflanzplan		
5.2	Auswahl Arten		
	Pflanzenmenge		
	Anpflanzverfahren		
	Schutz der Pflanzungen		
	Zeitplan		
9	Entwicklungspflege, Monitoring, Erfolgskontrolle		

5 Anlass, Zielsetzungen und Zielarten

5.1 Anlass

HUSSNER et al. (2014) führen an, dass für Wiederansiedlungen Zielvorstellungen unter Einbeziehung der Nutzung definiert werden sollten: „In einem ersten Schritt müssen das Ziel der Sanierungsmaßnahme klar ausgearbeitet und die spezifischen Probleme eines Wasserkörpers identifiziert werden. Pilotstudien sind nötig, um den gewässerspezifischen Ist- und den unter den gegebenen Möglichkeiten realistischerweise erreichbaren Soll-Zustand zu definieren.“

Tab. 5-1 gibt einen Überblick auf die Anlässe für Wiederansiedlungen von aquatischen Makrophyten in Seen, Ziele, Flächenansprüche, Bewertungsverfahren und Parameter zur Evaluierung der Zielsetzungen.

Bei **Sanierungen/Restaurierungen/Therapie** von Seen spielen Makrophyten eine essentielle Rolle für die Etablierung von Klarwasserstadien (s. Kap. 2.2.2). Die konkreten Ziele in Bezug auf die Makrophyten incl. deren Bewertung können über die Verfahren der EG-Wasserrahmen-Richtlinie unter Berücksichtigung der Gewässertypen (s. Kap. 6.1) erfolgen.

Tab. 5-1: Anlässe für Wiederansiedlungen von aquatischen Makrophyten in Seen

Anlass	Ziele	Flächenanspruch	Bewertungsverfahren	Parameter	Literatur
Sanierung/Restaurierung/Therapie	Klarwasserstadium, Makrophytendominanz, guter ökologischer Zustand bzw. gutes ökologisches Potenzial	gesamter See	EG-Wasserrahmen-Richtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten	Ökologische Zustandsklasse, Artenzusammensetzung, Anteile von Zielarten, Untere Makrophyten-Tiefengrenze	SCHAUMBURG et al. (2014), VAN DE WEYER et al. (2007)
Naturschutz	Schutz von Arten Lebensräumen	Teile bis gesamter See	FFH-Richtlinie (Arten und Lebensraumtypen), Rote Liste	Populationsgrößen von lebensraumtypischen, besonders geschützten bzw. gefährdeten Arten, Erhaltungszustände der Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie & Anhang II/IV-Arten	BFN (2010), LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2007)
Nutzungskonflikte	Verminderung/Minimierung von Nutzungskonflikten	Teile bis gesamter See		Wuchshöhe und Abundanz von Makrophyten, Einschränkungen der Nutzungen	

Für den **Naturschutz** lassen sich mehrere Zielsetzungen definieren. Mehrere Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie (s. Kap. 2.2.2) sind durch aquatische Makrophyten und deren Anteile definiert. Darüber hinaus zählen verschiedene aquatische Makrophyten zu den besonders geschützten bzw. gefährdeten Arten.

Da Makrophyten zu **Nutzungskonflikten** in Seen führen können, sollten für **Nutzungen** die Ansprüche im See (z.B. Raum, Zeit, Tiefe etc.) definiert werden. Dies wurde z.B. im Maßnahmenkonzept Müggelsee/Müggelspree in Berlin umgesetzt (REUWERS et al. 2016). Die häufigsten Nutzungseinschränkungen betreffen den Wassersport (Boote, Surfer, Baden). Problematisch sind in diesem Zusammenhang am häufigsten hochwüchsige Makrophyten, die die Wasseroberfläche erreichen.

Aquatische Makrophyten, die zu einer Verbesserung der fischereilichen Nutzung führen (s. Tab. 3-4, Kap. 3.2.2), sind Großlaichkräuter und breitblättrige Kleinlaichkräuter. Viele dieser Arten sind hochwüchsig und können potentiell zu Nutzungskonflikten führen.

5.2 Artenauswahl - Zielarten

Zuerst wurden die **Referenzarten für den betreffenden Gewässertyp nach EG-WRRL** ausgewählt (s. Tab. 5-3, SCHAUMBURG et al. 2014, VAN DE WEYER et al. 2006). Aufgenommen wurden alle Arten, die als Referenzarten (A-Arten) zumindest in einer Tiefenstufe angegeben sind (SCHAUMBURG et al. 2014). Im zweiten Schritt wurden nur Arten berücksichtigt, die in **Seen Schleswig-Holsteins** nachgewiesen wurden (CHRISTIANSEN 1953, RAABE 1987, SCHULZ & DENGLER 2006, SONDER 1890, Fundortkartei der Landesstelle für Vegetationskunde am Ökologiezentrum der CAU Kiel).

In einem dritten Schritt erfolgte eine Plausibilisierung der Einstufungen. So wurden z.B. Weichwasserarten (z.B. *Isoetes lacustris*), die auch für einige kalkreiche Seentypen angegeben sind, gestrichen.

In den Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980 (SUKOPP & TRAUTMANN 1981, s. Kap. 3.1) ist eine Bedingung, ob die Art innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht wird. Dazu erfolgt ein Abgleich mit aktuellen und historischen Daten zur Verbreitung der Referenzarten in Schleswig-Holstein (ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS, MEINUNGER & SCHRÖDER 2007, NETZWERK PHYTO-DIVERSITÄT DEUTSCHLAND & BfN 2013, RAABE 1987, SCHULZ & DENGLER 2006, SONDER 1890, Datenbank LLUR [vgl. Kap. 10.1], der Fundortkartei der Landesstelle für Vegetationskunde am Ökologiezentrum der CAU Kiel und www.floraweb.de).

Von ausgewählten Referenzarten nach EG-WRRL wurden Angaben zu den **lebensraumtypischen Arten gemäß der FFH-Richtlinie** ergänzt (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2007). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass in den Steckbriefen und Kartierhinweisen für FFH-Lebensraumtypen für Schleswig-Holstein als lebensraumtypische Arten u.a. *Ceratophyllum demersum* und *Ceratophyllum submersum* aufgeführt sind, die gemäß den Einstufungen nach EG-WRRL als Störzeiger eingestuft sind (SCHAUMBURG et al. 2014). Daher wurden diese Arten nicht berücksichtigt.

Angegeben sind auch Arten, die in den **Anhängen II bzw. IV der FFH-Richtlinie** aufgeführt sind. Konkret ist hiervon in Schleswig-Holstein nur *Luronium natans* betroffen.

Weiterhin sind die Gefährdungsgrade entsprechend den **Roten Listen** angegeben. Arten die in Schleswig-Holstein ausgestorben/verschollen sind, wurden nicht berücksichtigt. Vielmehr wären für diese Arten Artenschutzprogramme sinnvoll, s. Tab. 5-2.

Tab. 5-2: In Schleswig-Holstein ausgestorbene bzw. verschollene Makrophyten-Referenzarten nach EG-WRRL

	WRRL	WRRL	WRRL	WRRL	FFH-LRT	FFH-LRT	FFH-LRT	Rote Liste 2005
	TKg - 10	TKg - 13	TKp carb	MTS	3130	3140	3150	
<i>Chara aculeolata</i> (<i>C. polyacantha</i>)	A	A	A			1		0
<i>Chara papillosa</i> (<i>C. intermedia</i>)	A	A	A			1		0
<i>Chara tomentosa</i>	A	A	A			1	1	1
<i>Nitella syncarpa</i>	A	A	A	A		1		0
<i>Ranunculus reptans</i> *					1			1
<i>Sparganium angustifolium</i>				A	1			0

*Ansiedlungsprojekt Bültsee (STUHR, n. publ.)

In Tab. 5-3 finden sich auch Angaben zu Arten, die geringe Konflikte bei Nutzungen verursachen (HUSSNER et al. 2014). Hierbei handelt es sich um kleinwüchsige Arten.

Aufgeführt sind auch aquatische Makrophyten, die zu einer Verbesserung der fischereilichen Nutzung führen (Großlaichkräuter und breitblättrige Kleinlaichkräuter, s. Kap. 5.1). Viele dieser Arten sind hochwüchsig und können potentiell zu Nutzungskonflikten führen (s.o.).

Somit wird deutlich, dass nicht alle Arten für alle Fragestellungen geeignet sind.

Tab. 5-3: Aquatische Makrophyten-Zielarten für die Wiederansiedlung in Seen in Schleswig-Holstein

	WRRL: TKg 10	WRRL: TKg 13	WRRL: TKp	WRRL: MTS	FFH-LRT 3130	FFH-LRT 3140	FFH-LRT 3150	FFH-Anhang-Arten	untergetaucht, geringe Wuchshöhe	Fischhabitat	Rote Liste
<i>Chara aspera</i>	A	A	A			1			1		3+
<i>Chara contraria</i>	A	A	A			1	1		1		3
<i>Chara globularis</i>	A/B	A/B	A/B			1	1		1		*
<i>Chara hispida</i>	A	A	A			1			1		3
<i>Chara subspinoso</i>	A	A	A			1			1		0
<i>Chara virgata</i>	A/B	A/B	A	A/B		1	1		1		*
<i>Chara vulgaris</i>	A/B	A/B	A			1			1		*
<i>Elatine hydropiper</i>	A	A	A	A	1		1		1		2
<i>Fontinalis antipyretica</i>	A/B	A/B	A/B						1		3
<i>Hydroch. morsus-ranae</i>			A	A			1				V
<i>Isoetes lacustris</i>				A					1		1
<i>Juncus bulbosus</i>				A	1				1		V
<i>Littorella uniflora</i>	A	A		A	1				1		1
<i>Lobelia dortmanna</i>				A					1		1

	WRRL: Tkg 10	WRRL: Tkg 13	WRRL: Tkp	WRRL: MTS	FFH-LRT 3130	FFH-LRT 3140	FFH-LRT 3150	FFH-Anhang-Arten	untergetaucht, geringe Wuchshöhe	Fischhabitat	Rote Liste
Luronium natans				A	1			1			1
Myrioph. alterniflorum	A	A	A	A	1						1
Myrioph. verticillatum	A/B	A/B	A								V
Najas marina	A/B		A/B			1	1				1
Nitella capillaris	A	A	A	A		1			1		1
Nitella flexilis	A/B	A/B	A	A/B		1			1		3
Nitella gracilis				A					1		1
Nitella mucronata	A/B	A/B	A/B	B		1			1		1
Nitella opaca	A	A	A	A/B		1			1		1
Nitella translucens				A					1		1
Nitellopsis obtusa	A/B	A/B	A/B			1	1		1		3
Peplis portula	A	A	A		1						2
Pilularia globulifera				A	1				1		1
Potamogeton alpinus	A	A	A	A			1			1	3
Potamogeton compressus	A	A/B	A							1	3
Potamogeton friesii	A/B	A/B	A							1	V
Potamogeton gramineus	A	A	A	A	1	1	1		1	1	1
Potamogeton lucens	A/B	A/B	A/B	A/B			1			1	3
Potamogeton natans	A	A	A				1			1	*
Pot. polygonifolius	A	A	A	A	1					1	1
Potamogeton praelongus	A	A	A			1	1			1	1
Potamogeton rutilus	A	A	A	A		1					1
Potamogeton trichoides	A/B	A/B	A/B			1	1				3
Pot. x angustifolius	A	A	A			1	1			1	1
Potamogeton x nitens	A	A	A			1			1	1	1
Ranunculus peltatus	A/B		A				1				*
Ranunculus trichophyllus			A								V
Riccia fluitans	A	A	A				1				V
Stratiotes aloides	A	A	A			1	1				3
Stuckenia (Pot.) filiformis	A	A	A			1					1
Tolypella glomerata	A	A	A			1			1		2
Utricularia australis	A/B	A/B	A	A			1				2
Utricularia vulgaris	A/B	A/B	A				1				2

WRRL: A = Referenzart, B = indifferente Art, FFH: 1 = lebensraumtypische Art; Nutzungskonflikte: 1 = untergetaucht, geringe Wuchshöhe (geeignet); Fischhabitat: 1 = geeignet als Fischhabitat; Rote Liste: 1 = vom Aussterben bedroht, 1 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, * = ungefährdet

geeignet
ungeeignet

Im nächsten Schritt wurde geprüft, inwieweit die Arten, die in Tab. 5-2 selektiert wurden, aus populationsbiologischer und ökologischer Sicht geeignet für eine Wiederansiedlung sind. Grundsätzlich besser geeignet sind mehrjährige Arten gegenüber einjährigen Arten. Auch sind konkurrenzkräftige Arten grundsätzlich besser geeignet als konkurrenzschwache Arten. SCHUBERT et al. (2018) bezeichnen z.B. *Chara hispida*, *C. subspinoso* und *Nitellopsis obtusa* als K-Strategen (s.a. POTT & REMY 2000). HUSSNER et al. (2014) führen hierzu aus: „Viele Armleuchteralgenarten sind wintergrün und verursachen dadurch keine Sauerstoffzehrung durch Zersetzungsprozesse im Herbst und Winter. Im Gegensatz zu vielen höheren Wasserpflanzenarten wachsen Armleuchteralgen in Gewässern tiefer als 1 m nur selten bis zur Wasseroberfläche und stören daher nicht die menschliche Nutzung des Gewässers. Die meisten Arten sind stark verkalkt und sinken somit, anders als die meisten submersen höheren Wasserpflanzen, auf den Gewässergrund und stören so nicht die menschliche Nutzung.“

Arten, die eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung aufweisen, sind ebenfalls besser geeignet als Arten, die empfindlich gegenüber Eutrophierung sind. Tab. 5-4 zeigt populationsbiologische sowie ökologische Eigenschaften in Hinblick auf die Erfolgsaussicht für die Wiederansiedlung. Hierfür wurden Angaben zu den Arten (ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016, BAUMHAUER et al. 2014, CASPER & KRAUSCH, 1980, HILL et al. 2004, LANDOLT et al. 2010, WILLBY et al. 2000) ausgewertet und Werte für die einzelnen Eigenschaften vergeben. Eine „0“ bedeutet geringe Eignung, eine „1“ eine hohe Eignung. Arten, die in der Summe einen Wert von mindestens „2“ aufweisen, sind besonders für eine Ansiedlung geeignet.

Tab. 5-4: Geeignete Referenzarten und populationsbiologische sowie ökologische Eigenschaften in Hinblick auf die Erfolgsaussicht für die Ansiedlung

	Wuchsform	Einjährig = 0, Mehrjährig = 1	Konkurrenzkraft Hoch = 1, Gering = 0	Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung: gering = 1, hoch = 0	Summe und Erfolgsaussicht für Wiederansiedlung
<i>Chara aspera</i>	Haptophyt	0	0	0	0
<i>Chara contraria</i>	Haptophyt	0	1	1	2
<i>Chara globularis</i>	Haptophyt	0	1	1	2
<i>Chara hispida</i>	Haptophyt	1	1	0	2
<i>Chara subspinoso</i>	Haptophyt	1	1	0	2
<i>Chara virgata</i>	Haptophyt	0	1	1	2
<i>Chara vulgaris</i>	Haptophyt	0	0	1	1
<i>Elatine hydropiper</i>	Rhizophyt	0	0	1	1
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Haptophyt	1	0	1	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Pleustophyt	0	0	1	1
<i>Isoetes lacustris</i>	Rhizophyt	1	0	0	1
<i>Juncus bulbosus</i>	Rhizophyt	1	1	0	2

	Wuchsform	Einjährig = 0; Mehrjährig = 1	Konkurrenzskraft Hoch = 1, Gering = 0	Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung: gering = 1, hoch = 0	Summe und Erfolgsaussicht für Wiederansiedlung
Littorella uniflora	Rhizophyt	1	0	0	1
Lobelia dortmanna	Rhizophyt	1	0	0	1
Luronium natans	Rhizophyt	1	0	0	1
Myriophyllum alterniflorum	Rhizophyt	1	1	0	2
Myriophyllum verticillatum	Rhizophyt	0	1	1	2
Najas marina	Rhizophyt	0	1	1	2
Nitella capillaris	Haptophyt	0	0	0	0
Nitella flexilis	Haptophyt	0	0	1	1
Nitella gracilis	Haptophyt	0	0	1	1
Nitella mucronata	Haptophyt	0	0	1	1
Nitella opaca	Haptophyt	0	0	1	1
Nitella translucens	Haptophyt	1	1	0	2
Nitellopsis obtusa	Haptophyt	0	1	1	2
Peplis portula	Rhizophyt	0	0	1	1
Pilularia globulifera	Rhizophyt	1	0	0	1
Potamogeton alpinus	Rhizophyt	1	0	1	2
Potamogeton compressus	Rhizophyt	0	0	1	1
Potamogeton friesii	Rhizophyt	0	0	1	1
Potamogeton gramineus	Rhizophyt	1	0	0	1
Potamogeton lucens	Rhizophyt	0	1	1	2
Potamogeton natans	Rhizophyt	0	1	1	2
Potamogeton polygonifolius	Rhizophyt	1	0	0	1
Potamogeton praelongus	Rhizophyt	0	1	0	1
Potamogeton rutilus	Rhizophyt	0	0	0	0
Potamogeton trichoides	Rhizophyt	0	0	1	1
Potamogeton x angustifolius	Rhizophyt	0	0	1	1
Potamogeton x nitens	Rhizophyt	0	1	1	2
Ranunculus peltatus	Rhizophyt	0	0	1	1
Ranunculus trichophyllus	Rhizophyt	0	1	1	2
Riccia fluitans	Pleustophyt	0	0	1	1
Stratiotes aloides	Pleustophyt	0	1	1	2
Stuckenia (Pot.) filiformis	Rhizophyt	1	0	0	1
Tolypella glomerata	Haptophyt	0	0	0	0
Utricularia australis	Pleustophyt	0	0	0	0
Utricularia vulgaris	Pleustophyt	0	0	0	0

Zusätzlich ist die Substratpräferenz für die Zielarten aufgeführt (vgl. VAN DE WEYER & STUHR 2016). Hierzu wurden ebenfalls die Angaben zu den Arten ausgewertet (BAUMHAUER et al. 2014, ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016, CASPER & KRAUSCH, 1980, HILL et al. 2004, LANDOLT et al. 2010, WILLBY et al. 2000). Unterschieden wurde zwischen mineralischen Böden und Mudden.

Tab. 5-5: Substratpräferenzen der Zielarten

	mineralische Böden	Mudden
<i>Chara aspera</i>	1	
<i>Chara contraria</i>	1	1
<i>Chara globularis</i>	1	1
<i>Chara hispida</i>	1	
<i>Chara subspinosa</i>	1	
<i>Chara virgata</i>	1	
<i>Chara vulgaris</i>	1	1
<i>Elatine hydropiper</i>	1	1
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1	1
<i>Isoetes lacustris</i>	1	
<i>Juncus bulbosus</i>	1	
<i>Littorella uniflora</i>	1	
<i>Lobelia dortmanna</i>	1	
<i>Luronium natans</i>	1	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>		1
<i>Najas marina</i>	1	1
<i>Nitella capillaris</i>	1	
<i>Nitella flexilis</i>	1	
<i>Nitella gracilis</i>	1	
<i>Nitella mucronata</i>	1	1
<i>Nitella opaca</i>	1	
<i>Nitella translucens</i>	1	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1	1
<i>Peplis portula</i>	1	1
<i>Pilularia globulifera</i>	1	
<i>Potamogeton alpinus</i>	1	1
<i>Potamogeton compressus</i>		1
<i>Potamogeton friesii</i>		1
<i>Potamogeton gramineus</i>	1	
<i>Potamogeton lucens</i>		1
<i>Potamogeton natans</i>	1	1
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	1	
<i>Potamogeton praelongus</i>		1
<i>Potamogeton rutilus</i>	1	
<i>Potamogeton trichoides</i>	1	1

	mineralische Böden	Mudden
Potamogeton x angustifolius		1
Potamogeton x nitens	1	
Ranunculus peltatus		1
Ranunculus trichophyllus		1
Riccia fluitans	1	1
Stratiotes aloides	1	1
Stuckenia (Pot.) filiformis	1	
Tolypella glomerata	1	
Utricularia australis	1	1
Utricularia vulgaris	1	1

Durch Zusammenfassung der Tab. 5-3 bis 5-5 ergibt sich eine Liste der aquatischen Makrophyten-Zielarten für die Wiederansiedlung in Seen in Schleswig-Holstein mit Angabe ihrer Eignung (s. Tab. 5-6).

Tab. 5-6: Aquatische Makrophyten-Zielarten für die Wiederansiedlung in Seen in Schleswig-Holstein mit Angabe ihrer Eignung

	mineralische Böden	Mudden	Eignung (Ökologie)	WRRL: Tkg 10	WRRL: Tkg 13	WRRL: Tkp	WRRL: MTS	FFH-LRT 3130	FFH-LRT 3140	FFH-LRT 3150	FFH-Anhang-Arten	Nutzungskonflikte	Fischhabitat
<i>Chara aspera</i>	Min		0	A	A	A			1			1	
<i>Chara contraria</i>	Min	Mud	2	A	A	A			1	1		1	
<i>Chara globularis</i>	Min	Mud	2	A/B	A/B	A/B			1	1		1	
<i>Chara hispida</i>	Min		2	A	A	A			1			1	
<i>Chara subspinoso</i>	Min		2	A	A	A			1			1	
<i>Chara virgata</i>	Min		2	A/B	A/B	A	A/B		1	1		1	
<i>Chara vulgaris</i>	Min	Mud	1	A/B	A/B	A			1			1	
<i>Elatine hydropiper</i>	Min	Mud	1	A	A	A	A	1		1		1	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Min	Mud	2	A/B	A/B	A/B						1	
<i>Hydrocharis morsus-ran.</i>	Min	Mud	1			A	A			1			
<i>Isoetes lacustris</i>	Min		1				A					1	
<i>Juncus bulbosus</i>	Min		2				A	1				1	
<i>Littorella uniflora</i>	Min		1	A	A		A	1				1	
<i>Lobelia dortmanna</i>	Min		1				A					1	
<i>Luronium natans</i>	Min		1				A	1			1		
<i>Myrioph. alterniflorum</i>	Min		2	A	A	A	A	1					
<i>Myrioph. verticillatum</i>		Mud	2	A/B	A/B	A							
<i>Najas marina</i>	Min	Mud	2	A/B		A/B			1	1			
<i>Nitella capillaris</i>	Min		0	A	A	A	A		1			1	
<i>Nitella flexilis</i>	Min		1	A/B	A/B	A	A/B		1			1	
<i>Nitella gracilis</i>	Min		1				A					1	
<i>Nitella mucronata</i>	Min	Mud	1	A/B	A/B	A/B	B		1			1	
<i>Nitella opaca</i>	Min		1	A	A	A	A/B		1			1	
<i>Nitella translucens</i>	Min		2				A					1	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Min	Mud	2	A/B	A/B	A/B			1	1		1	
<i>Peplis portula</i>	Min	Mud	1	A	A	A		1					
<i>Pilularia globulifera</i>	Min		1				A	1				1	
<i>Potamogeton alpinus</i>	Min	Mud	2	A	A	A	A			1			1
<i>Potam. compressus</i>		Mud	1	A	A/B	A							1
<i>Potamogeton friesii</i>		Mud	1	A/B	A/B	A							1
<i>Potamogeton gramineus</i>	Min		1	A	A	A	A	1	1	1		1	1
<i>Potamogeton lucens</i>		Mud	2	A/B	A/B	A/B	A/B			1			1
<i>Potamogeton natans</i>	Min	Mud	2	A	A	A				1			1
<i>Potam. polygonifolius</i>	Min		1	A	A	A	A	1					1
<i>Potam. praelongus</i>		Mud	1	A	A	A			1	1			1
<i>Potamogeton rutilus</i>	Min		0	A	A	A	A		1				
<i>Potamogeton trichoides</i>	Min	Mud	1	A/B	A/B	A/B			1	1			

aPotam. x angustifolius		Mud	1	A	A	A			1	1			1
Potamogeton x nitens	Min		2	A	A	A			1				1
Ranunculus peltatus		Mud	1	A/B		A				1			
Ranunc. trichophyllus		Mud	2			A							
Riccia fluitans	Min	Mud	1	A	A	A				1			
Stratiotes aloides	Min	Mud	2	A	A	A			1	1			
Stuckenia filiformis	Min		1	A	A	A			1				
Tolypella glomerata	Min		0	A	A	A			1				1
Utricularia australis	Min	Mud	0	A/B	A/B	A	A			1			
Utricularia vulgaris	Min	Mud	0	A/B	A/B	A				1			

Min: mineralische Böden, Mud: Mudden

Eignung (Ökologie): Summe/Erfolgsaussichten für Wiederansiedlungen: 0 = gering, 1 = mittel, 2 = hoch

WRRL: A = Referenzart, B = indifferente Art, FFH: 1 = lebensraumtypische Art

Nutzungskonflikte: 1 = geeignete Arten/geringe Konflikte (untergetauchte Arten mit geringer Wuchshöhe

Fischhabitat: 1 = geeignet als Fischhabitat;

geeignet
ungeeignet

Für die Ansiedlung in einem Gewässer sind die Herkunfts-/Ursprungsgebiete zu berücksichtigen. Der westliche Teil Schleswig-Holsteins gehört zum Ursprungsgebiet „Nordwestdeutschen Tiefland“ (s. Abb. 5-1), der östliche Teil im Wesentlichen zum Ursprungsgebiet „Nordostdeutschen Tiefland“, im Südosten gehört ein kleiner Bereich zum Ursprungsgebiet „Ostdeutsches Tiefland“. Die beiden letzteren gehören beide zum Produktionsraum „Nordostdeutsches Tiefland“.



Abb. 5-1: Karte der Ursprungsgebiete und Produktionsräume (<https://www.rieger-hofmann.de/nc/alles-ueber-rieger-hofmann/downloads.html>)

In Tab. 5-7 findet sich die Liste der aquatischen Makrophyten-Zielarten für die Wiederansiedlung in Seen in Schleswig-Holstein mit Angabe ihrer Eignung und Berücksichtigung der Herkunfts-/Ursprungsgebiete.

Tab. 5-7: Aquatische Makrophyten-Zielarten für die Wiederansiedlung in Seen in Schleswig-Holstein mit Angabe ihrer Eignung und Berücksichtigung der Herkunfts-/Ursprungsgebiete

	mineralische Böden	Mudden	HK 1	HK 3	Eignung (Ökologie)	WRRL: Tkg 10	WRRL: Tkg 13	WRRL: TKp	WRRL: MTS	FFH-LRT 3130	FFH-LRT 3140	FFH-LRT 3150	FFH-Anhang-Arten	Nutzungskonflikte	Fischhabitat
<i>Chara aspera</i>	Min		x	x	0	A	A	A			1			1	
<i>Chara contraria</i>	Min	Mud	x	x	2	A	A	A			1	1		1	
<i>Chara globularis</i>	Min	Mud	x	x	2	A/B	A/B	A/B			1	1		1	
<i>Chara hispida</i>	Min		x	x	2	A	A	A			1			1	
<i>Chara subspinoso</i>	Min		x	x	2	A	A	A			1			1	
<i>Chara virgata</i>	Min		x	x	2	A/B	A/B	A	A/B		1	1		1	
<i>Chara vulgaris</i>	Min	Mud	x	x	1	A/B	A/B	A			1			1	
<i>Elatine hydropiper</i>	Min	Mud	x	x	1	A	A	A	A	1		1		1	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Min	Mud	x	x	2	A/B	A/B	A/B						1	
<i>Hydrocharis m.-r.</i>	Min	Mud	x	x	1			A	A			1			
<i>Isoetes lacustris</i>	Min		x	x	1				A					1	
<i>Juncus bulbosus</i>	Min		x	x	2				A	1				1	
<i>Littorella uniflora</i>	Min		x	x	1	A	A		A	1				1	
<i>Lobelia dortmanna</i>	Min			x	1				A					1	
<i>Luronium natans</i>	Min		x	x	1				A	1			1		
<i>Myrio.. alterniflorum</i>	Min		x	x	2	A	A	A	A	1					
<i>Myrioph. verticillatum</i>		Mud	x	x	2	A/B	A/B	A							
<i>Najas marina</i>	Min	Mud	x	x	2	A/B		A/B			1	1			
<i>Nitella capillaris</i>	Min			x	0	A	A	A	A		1			1	
<i>Nitella flexilis</i>	Min		x	x	1	A/B	A/B	A	A/B		1			1	
<i>Nitella gracilis</i>	Min		x	x	1				A					1	
<i>Nitella mucronata</i>	Min	Mud	x	x	1	A/B	A/B	A/B	B		1			1	
<i>Nitella opaca</i>	Min		x	x	1	A	A	A	A/B		1			1	
<i>Nitella translucens</i>	Min		x	x	2				A					1	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Min	Mud	x	x	2	A/B	A/B	A/B			1	1		1	
<i>Peplis portula</i>	Min	Mud	x	x	1	A	A	A		1					
<i>Pilularia globulifera</i>	Min		x	x	1				A	1				1	
<i>Potamogeton alpinus</i>	Min	Mud	x	x	2	A	A	A	A			1			1
<i>Potam. compressus</i>		Mud	x	x	1	A	A/B	A							1
<i>Potamogeton friesii</i>		Mud	x	x	1	A/B	A/B	A							1
<i>Potam. gramineus</i>	Min		x	x	1	A	A	A	A	1	1	1		1	1
<i>Potamogeton lucens</i>		Mud	x	x	2	A/B	A/B	A/B	A/B			1			1
<i>Potamogeton natans</i>	Min	Mud	x	x	2	A	A	A				1			1
<i>Potam. polygonifolius</i>	Min		x	x	1	A	A	A	A	1					1
<i>Potam. praelongus</i>		Mud	x	x	1	A	A	A			1	1			1
<i>Potamogeton rutilus</i>	Min			x	0	A	A	A	A		1				
<i>Potam. trichoides</i>	Min	Mud	x	x	1	A/B	A/B	A/B			1	1			

Potam. x angustifolius		Mud	x	x	1	A	A	A			1	1			1
Potamogeton x nitens	Min		x	x	2	A	A	A			1				1
Ranunculus peltatus		Mud	x	x	1	A/B		A				1			
Ranunc. trichophyllus		Mud	x	x	2			A							
Riccia fluitans	Min	Mud	x	x	1	A	A	A				1			
Stratiotes aloides	Min	Mud	x	x	2	A	A	A			1	1			
Stuckenia filiformis	Min		x	x	1	A	A	A			1				
Tolypella glomerata	Min		x	x	0	A	A	A			1				1
Utricularia australis	Min	Mud	x	x	0	A/B	A/B	A	A			1			
Utricularia vulgaris	Min	Mud	x	x	0	A/B	A/B	A				1			

Min: mineralische Böden, Mud: Mudden

Herkunfts-/Ursprungsgebiete: HK1=Marsch+Geest/Atlantische Region, HK3=Östl. Hügelland/Kontinentale Region

Eignung (Ökologie): Summe/Erfolgsaussichten für Wiederansiedlungen: 0 = gering, 1 = mittel, 2 = hoch

WRRL: A = Referenzart, B = indifferente Art, FFH: 1 = lebensraumtypische Art

Nutzungskonflikte: 1 = geeignete Arten/geringe Konflikte (untergetauchte Arten mit geringer Wuchshöhe

Fischhabitat: 1 = geeignet als Fischhabitat;

geeignet

ungeeignet

6 Abiotische und biotische Rahmenbedingungen für Ansiedlungen

6.1 Zuordnung des Sees zu einem Gewässertyp

In einem ersten Schritt erfolgt die Zuordnung zu einem Gewässertyp nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2014) bzw. nach dem LAWA-Typ (RIEDMÜLLER et al. 2013). Diese Typologie wird auf alle Seen angewendet.

Tab. 6-1: Gewässertypisierung der Seen in Schleswig-Holstein

Seetyp-Bezeichnung	LAWA-Typ	PHYLIB-Typ
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, VQ 1,5-15 m	10.1	TKg 10
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, VQ > 15 m	10.2	TKg 10
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, mittlere Tiefe > 3 m	11.1	TKp
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, mittlere Tiefe ≤ 3 m	11.2	TKp
kalkreicher, Flussee im Tiefland	12	TKp
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	13	TKg 13
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	14	TKp
kalkarmer Tieflandsee	10, 11, 13, 14	MTS

6.2 Definition von Mindestbedingungen

„A reliable source of high quality water is required for growing submersed aquatic plants since floating-leaved and emergent species are less particular. Ideally, water should be clear and relatively nutrient-free (at least phosphorus-free). Clear water allows adequate light penetration for optimal growth, while nutrient-free water reduces the likelihood of algal blooms in the culture“ (DICK et al. 2005).

Nachfolgend werden Mindestanforderungen für Anpflanzungen aufgeführt, die für den ganzen See erforderlich sind. Weitere hydromorphologische Parameter, die für die konkrete Anpflanzung von Bedeutung sind, finden sich in Kap. 8.3 (Ansiedlungsflächen).

6.2.1 Licht und Trophie im Freiwasser

Für Makrophyten ist das Licht ein wesentlicher Faktor (AG CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016, HUSSNER et al. 2014, MOSS et al. 1996).

Die Sichttiefe wird im Rahmen der Verfahren Trophie-Bestimmung in Seen verwendet (LAWA 2014). Für alle Gewässertypen (s. Tab. 6-2) liegen Angaben zur Trophie, Gesamtphosphor/Saisonmittel ($\mu\text{g/l}$) und die Sichttiefe/Saisonmittel (m) für den Referenzzustand, die Grenze sehr gut/gut und gut/mäßig vor (https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=213&clang=0). Die dort aufgeführten Grenzwerte (Grenze gut/mäßig) liegen in dem Bereich, in dem Makrophyten sowohl in geschichteten als ungeschichteten Seen wachsen können.

Tab. 6-2: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial (https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=213&clang=0, ergänzt)

Seetyp-Bezeichnung	LAWA-Typ	PHY-LIB-Typ	Maximaler Trophiestatus I	Gesamtphosphor (Gesamt-P) Saisonmittel (µg/l)	Sichttiefe Saisonmittel ² (m)
				Grenzbe- reich gut / mäßig	Grenzbe- reich gut / mäßig
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, VQ 1,5-15 m	10.1	TKg ₁₀	mesotroph 1	25 – 40	3,5 – 2,0
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, VQ > 15 m	10.2	TKg ₁₀	mesotroph 2	30 – 45	3,0 – 2,0
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, mittlere Tiefe > 3 m	11.1	TKp	mesotroph 2	35 – 45	2,3 – 1,5
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, mittlere Tiefe ≤ 3 m	11.2	TKp	eutroph 1	35 – 55	2,0 – 1,3
kalkreicher, Flussee im Tiefland	12	TKp	eutroph 1	60 – 90	1,2 – 0,8
kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	13	TKg ₁₃	mesotroph 1	25 – 35	3,5 – 2,5
kalkreicher, polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	14	TKp	mesotroph 2	30 – 45	2,5 – 1,5
kalkarmer Tieflandsee	10, 11, 13, 14	MTS	mesotroph 2	35 – 45	2,3 – 1,5

HUSSNER et al. (2014) führen zum Licht in Flachseen aus: „Eine erhöhte Wassertrübung wird in Flachseen im Wesentlichen durch zwei Prozesse verursacht: Zum einen durch Resuspension von Sediment durch Wind- und Welleneinfluss oder durch biotische Faktoren, wie das Aufwirbeln von Sediment durch benthivore Fische und Phytoplanktonwachstum. Makrophyten, insbesondere submerse, werden von dieser Wassertrübung negativ beeinflusst. Gelangt im Frühjahr zu Beginn der Vegetationsperiode nicht ausreichend Licht bis zum Gewässergrund, können sie nicht wachsen und fehlen daher in trüben Flachseen oft völlig... Andererseits führt die Anwesenheit von Makrophyten durch eine Reihe verschiedener Mechanismen zur Stabilisierung des Klarwasserzustandes.“ Schwellenwerte der Nährstofflast für einen Klarwasserzustand sind meist unbekannt (HUSSNER et al. 2014). Nach eigenen Beobachtungen sind Gewässer, die als eutroph 2 eingestuft sind, nicht immer stabil in Hinblick auf die Makrophyten-Dominanz bzw.

den Klarwasserzustand und pendeln mitunter zwischen Plankton- und Makrophyten-Dominanz (SCHEFFER 1998). In Hinblick auf die Stabilität für Makrophyten für eine Ansiedlung scheint eine Mindest-Trophie von eutroph 1 sinnvoll.

Unter zusätzlicher Einbeziehung des Zusammenhangs zwischen der Unteren Makrophyten-Tiefengrenze kann als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten der **Bereich mesotroph2/eutroph1** definiert werden (vgl. DIN EN 15460, Januar 2008. Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen) und der Trophie (HOESCH & BUHLE 1996, MAUERSBERGER & MAUERSBERGER 1996 und SUCCOW & KOPP 1985, s.a. BLINDOW 1991, CHAMBER & KALFF 1985, MIDDELBOE & MARKAGER 1997, s. Tab. 6-3, 6-4, 6-5) und den ökologischen Ansprüchen der aquatischen Makrophyten (BAUMHAUER et al. 2014, ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016, CASPER & KRAUSCH, 1980, HILL et al. 2004, LANDOLT et al. 2010, WILLBY et al. 2000). Dies gilt für alle Seetypen.

Tab. 6-3: Beziehung zwischen Trophie, Secchi-Sichttiefe und unterer Makrophyten-Tiefengrenze nach SUCCOW & KOPP (1985)

	Secchi-Sichttiefe (sommerliches Mittel, m)	Untere Makrophyten-Tiefengrenze (m)
oligotroph	> 6	> 8
mesotroph	3-<6	5-8
eutroph	1,5-<3	2,5-<5
hocheutroph	1-<1,5	1,5-<2,5
polytroph	0,5-<1	0,5-<1,5
hochpolytroph	< 0,5	< 0,5
hypertroph	< 0,2	

Tab. 6-4: Beziehung zwischen Trophie und Makrophyten-Tiefengrenzen nach HOESCH & BUHLE (1996)

	Max. Makrophyten-Tiefengrenze (m)	Mittlere Makrophyten-Tiefengrenze (m)
oligotroph	> 12	> 9
mesotroph	> 5,3	> 3,6
eutroph	> 1,3	> 0,6
polytroph	< 1,3	< 0,6
hypertroph	0	0

Tab. 6-5: Beziehung zwischen Trophie, Secchi-Sichttiefe und unterer Makrophyten-Tiefengrenze nach MAUERSBERGER & MAUERSBERGER (1996)

	Secchi-Sichttiefe (sommerliches Mittel, m)	Untere Makrophyten-Tiefengrenze (m)
oligotroph	> 6	> 8
mesotroph	3-6	4,2-8
eutroph	1,5-3	2,4-4,2
hocheutroph	1-1,5	1,8-2,4
polytroph	0,5-1	1,2-1,8
hypertroph	< 0,5	< 1,2

6.2.2 Aquatische Epiphyten

Die Trophie hat auch eine Auswirkung auf die aquatischen Epiphyten, die bei zunehmender Nährstoffverfügbarkeit in ihrer Biomasse zunehmen können. Von großer Bedeutung ist aber auch die Nahrungskette, s. Abb. 6-1.

HUSSNER et al. (2014) führen hierzu aus: „Als Ursache des Rückgangs der Unterwasservegetation wird oft die zunehmende Trübung des Wassers durch Phytoplankton und die damit verringerte Lichtverfügbarkeit für die Unterwasservegetation angenommen. Bereits PHILLIPS et al. (1978) konnten jedoch zeigen, dass bei Eutrophierung zunächst die Entwicklung des Epiphytons gefördert wird. Dieses vermindert durch Beschattung das Wachstum der Unterwasservegetation, was dessen negative Einflüsse auf das Phytoplankton verringert. Dadurch kann sich das Phytoplankton verstärkt entwickeln und zu einer zusätzlichen Beschattung der Unterwasserflora beitragen. Die Entwicklung des Epiphytons in eutrophen Seen wird vermutlich stärker durch eine top-down Fraßkaskade von Fischen über epiphytische wirbellose Weidegänger als bottom-up durch die Nährstoffverfügbarkeit gesteuert (BRÖNMARK & WEISNER 1992; BRÖNMARK 1994; JONES & SAYER 2003). Daher vermuten BRÖNMARK & WEISNER (1992), dass die Veränderungen im Fischbestand mit zunehmenden Anteilen plankti- und benthivorer und verringerter Anteile piscivorer Fische (JEPPESEN *et al.* 1997) als Folge von Eutrophierung Auslöser für den Wechsel vom klaren, Wasserpflanzen-dominierten zum trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand in Flachseen sind.“

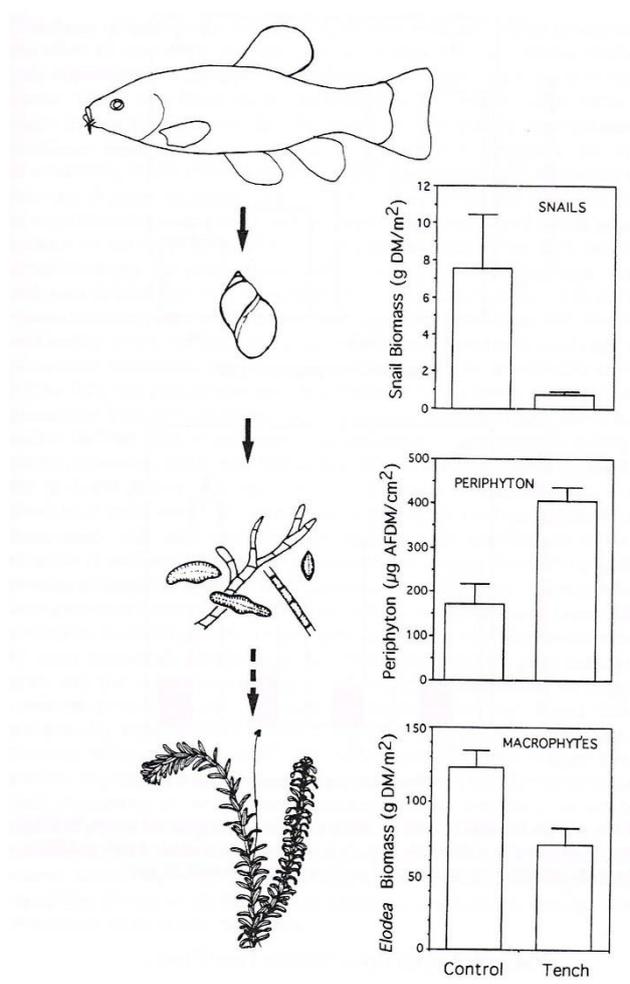


Abb. 6-1: Direkte und indirekte Einflüsse von Schleien auf Mollusken, Periphyton und *Elodea canadensis* (BRÖNMARK & VERMAAT 1998)

Es gibt verschiedene Verfahren zur Quantifizierung von aquatischen Epiphyten, z.B. auf künstlichen Aufwuchsträgern (z.B. VAN DIJK 1993, HILT et al. 2018, PERILLON & HILT 2016). Bei SCHAUMBURG et al. (2014) werden „Grünalgen“ angegeben. Hierunter werden sowohl benthische als auch epiphytische Grünalgen verstanden (STELZER, mdl. Mittlg.).

Es fehlen bisher Klassifikationen zur Quantifizierung von Epiphyten. Daher wird vorgeschlagen, bei kommenden Monitoringuntersuchungen in Anlehnung an MEIS et al. (2018) und SCHAUMBURG et al. (2014) folgende Klassifikation vorzunehmen: gering/mittel/stark (s. Abb. 6-2 bis 6-4).



Abb. 6-2 bis 6-4: Unterschiedlich starker Epiphytenaufwuchs: gering (links, *Najas major*), mittel (Mitte, *Chara subspinososa*), stark: (rechts, *Stuckenia pectinata*)

Dieses Verfahren wurde bereits von HILT & VAN DE WEYER (2018) angewendet. Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten wird ein **geringer aquatischer Periphytonaufwuchs** definiert. Falls in dem betreffenden See keine Makrophyten vorhanden sind, kann alternativ eine Bestimmung über Aufwuchsträger oder über Exclosures erfolgen.

6.2.3 Hydromorphologie

In diesem Kapitel werden die hydromorphologischen Faktoren behandelt, die für den gesamten See relevant sind und für die Maßnahmen durchgeführt werden können (s. Kap. 6.9). Weitere hydromorphologische Faktoren (Uferneigung, Beschattung etc.), die für die konkrete Auswahl von Ansiedlungsflächen zu berücksichtigen sind, sind in Kap. 8.3 beschrieben.

6.2.3.1 Sediment

STILLER & ENGELSCHALL (2014) weisen darauf hin, dass geeignete Substrate für eine Ansiedlung notwendig sind. Nach MOSS et al. (1996) können die besiedlungsfeindlichen Sedimenteneigenschaften die Etablierung von Makrophyten behindern. GRODOWITZ et al. (2009) klassifizieren Sedimente in Abhängigkeit von der Korngröße. Feinsubstrate stufen sie als geeignet ein, Blöcke als ungeeignet. HOESCH (2006) schreibt: „Vor der Einbringung von submerser Vegetation kann es nötig sein, das Substrat zu bearbeiten, damit die Pflanzen gute Aufwuchsbedingungen vorfinden. Eine Abdeckung des Sedimentes mit lichtdichten Planen ist im Falle einer bestehenden, aber unerwünschten Substratbesiedlung zu empfehlen.“

Bei MEIS et al. (2018) erfolgte die Auswahl der Ansiedlungsflächen und der Arten auch nach den Sedimenttypen bzw. dem Gesamt-Phosphor-Gehalt im Sediment.

6.2.3.1.1 Korngröße und Sedimentauflagen

Viele Makrophyten besiedeln eine sehr weite Spanne von Substraten in Bezug auf die Korngröße (s. Tab. 6-6). Feinsedimente bieten ideale Bedingungen für Arten mit starken Rhizomen (z.B. *Nuphar Nymphaea*). Für Wasserschwaber (Lemniden, Ceratophylliden) spielt die Korngröße des Substrates keine Rolle (VAN DE WEYER 2015).

Tab. 6-6: Haupt-Substratarten der Seeufer und der Umfeldzone, unter Rückgriff auf Systematisierungen und Definitionen (LAWA 2015)

Substratart	Erläuterung, ggf. weitere Unterteilung	Korngröße/Massenverhältnis
Massiver Fels	Kompaktes Festgestein, ggf. mit Auflockerungs-/Verwitterungszone	-
Schutte, Gerölle	Sedimentgesteine in Form kantiger/gerundeter Blöcke („größere Steine“)	> 200 mm
	Sedimentgesteine in Form kantiger/gerundeter Steine	> 63 mm und < 200 mm
Gruse/Kiese	Sedimentgesteine in Form von Grus (kantig) oder Kies (gerundet)	> 2 mm und < 63 mm
Sande	Sedimentgesteine	> 0,063 mm und < 2 mm
Schluffe	Sedimentgesteine	> 0,002 mm und < 0,063 mm
Tone	Sedimentgesteine	< 0,002 mm
Lehme, Lehm-sande, Sandlehme, Mergel	Schwach bis stark bindiges Gemisch aus verschiedenen Sedimentgesteinen, Mergel als kalkreiches (unverwittertes) Geschiebe	unterschiedliche Masseanteile von Sand, Schluff und Ton
Torfe	Nicht vollständig zersetzte Pflanzenteile	> 30 Masse-% organische Substanz
Kalke	Bildungen/Ablagerungen mit sehr hohen Carbonatgehalten, z.B. Querkalk, Seekreide, Wiesenmergel, Wiesenkalk	-

Sehr grobe Substrate wie große Steine bzw. Blöcke sind für aquatische Makrophyten nicht besiedelbar (POTT & REMY 2000). In diesen Bereichen können Makrophyten, die im Sediment wurzeln, sich nur dann etablieren, wenn zusätzlich Feinsedimente vorhanden sind. Die Blöcke können lediglich von Haptophyten (Moose, Grünalgen, Rotalgen) besiedelt werden, die am Sediment anhaften.

Tab. 6-7: Zusammenhänge zwischen der Korngröße und Makrophyten in Seen (aus VAN DE WEYER 2015)

Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimmblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armluchteralgen
Mechanische Fixierung, Nährstoffaufnahme	Weite Amplitude, keine Besiedlung von großen Steinen und Blöcken	Weite Amplitude, keine Besiedlung von großen Steinen und Blöcken	Unerheblich für Wasserschweber (Lemniden, Stratiotiden, Ceratophylliden) Weite Amplitude, keine Besiedlung von großen Steinen und Blöcken durch Rhizophyten, nur Haptophyten (Moose, Algen)	Weite Amplitude, keine Besiedlung von großen Steinen und Blöcken

Sedimentauflagen (feines Totholz oder Laub) schränken sowohl emerse als auch aquatische Makrophyten ein. Bei geschlossener Deckung der Sedimentauflagen können Makrophyten komplett fehlen (VAN DE WEYER et al. 2006); dies ist bevorzugt an Steilufern in Kombination mit Beschattung zu beobachten.

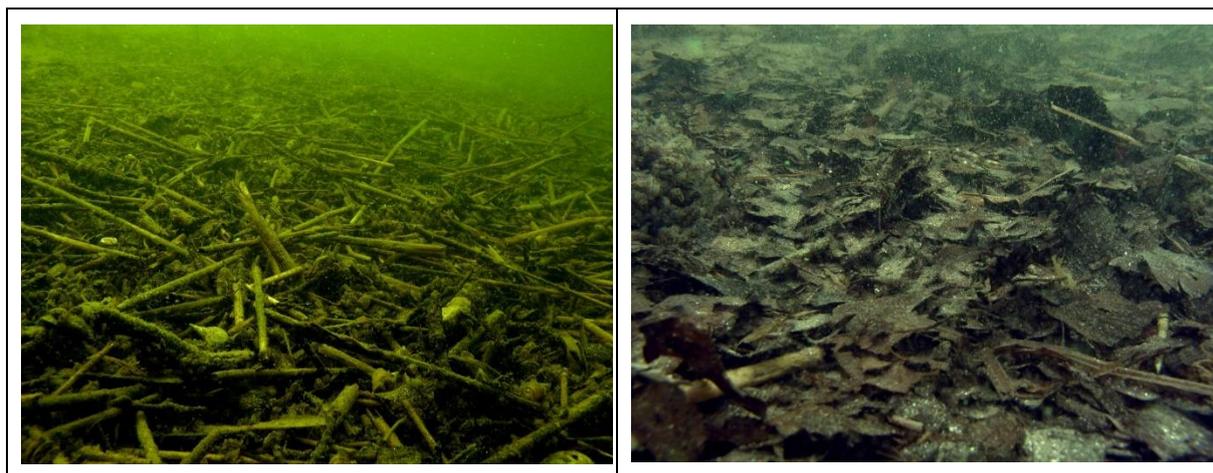


Abb. 6-5, 6-6: Beispiele für geschlossene Sedimentauflagen ohne Makrophyten: Schaalsee (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern)

Tab. 6-8: Zusammenhänge zwischen Sedimentauflagen und Makrophyten in Seen (VAN DE WEYER 2015)

Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimmblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armluchteralgen
Lichtlimitierung, Nährstoffanreicherung	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall			

In Bezug auf Sedimente bzw. Sedimentauflagen hat sich gezeigt, dass Flächen, die von der Quaggamuschel (*Dreissena bugensis*) besiedelt sind, auch unter guten abiotischen und biotischen Bedingungen nur einen sehr geringen Bewuchs mit aquatischen Rhizophyten und Armleuchteralgen aufweisen (WEGENER et al. 2019, STUHR et al. 2020). Daher sollten in Dominanzbeständen der Quaggamuschel keine Ansiedlungen von aquatischen Makrophyten erfolgen.

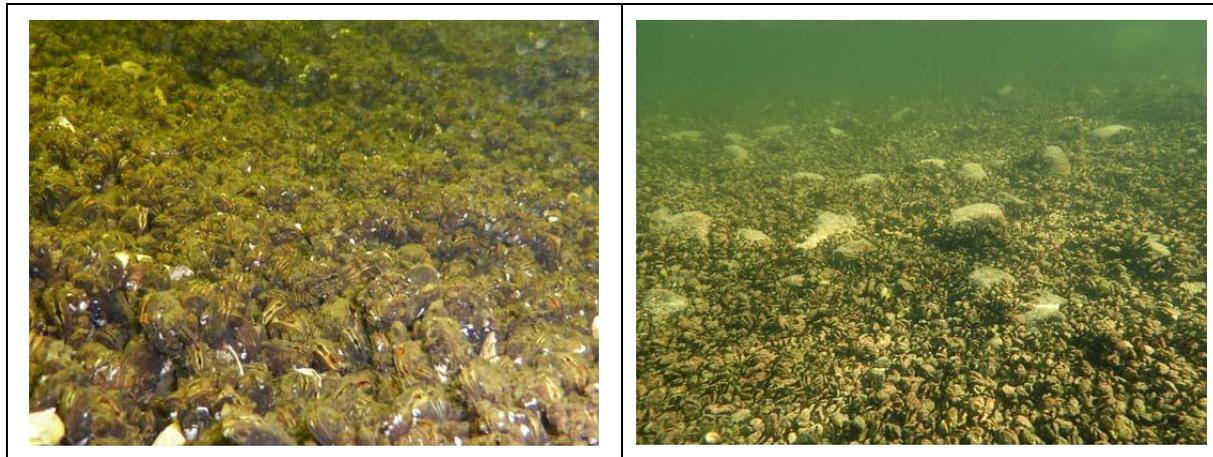


Abb. 6-7, 6-8: Beispiele für geschlossene Quaggamuschel-Bestände ohne Makrophyten: Kleiner Plöner See und Schaalsee

Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten wird für die Sedimente **Sand, Kies, Torf, Kalk (maximal geringer organischer Anteil [Mudden] bzw. geringe Sedimentauflage)** definiert. In Dominanzbeständen der Quaggamuschel (*Dreissena bugensis*) sollten keine Ansiedlungen von aquatischen Makrophyten erfolgen.

6.2.3.1.2 Phosphorgehalt im Sediment

Viele Veröffentlichungen fokussieren sich beim Thema Substrate und Makrophyten auf die Rolle des Sedimentes als Nährstoffquelle für Makrophyten (BARKO & SMART 1980, BEST & MANTAI 1978, CARIGNAN & KALFF 1980, RATRAY et al. 1991). So können eutraphente Makrophyten auch im nährstoffarmen Wasser große Bestände bilden, wenn nährstoffreiche Sedimente eine ausreichende Nährstoffversorgung gewährleisten (vgl. NIXDORF et al. 2013).

Im Gegensatz zum Freiwasser (z.B. LAW 2014) liegen in Deutschland keine Klassifikationen für Phosphorgehalte im Sediment vor. Aus den Erfahrungswerten anderer Projekte (LANAPLAN, unveröff.) und Literaturdaten (u.a. SAS 1989, KLEEBERG 1995) sind Werte unter 100 mg P kg^{-1} als „sehr gering“, Werte zwischen $100\text{-}500 \text{ mg P kg}^{-1}$ als „gering“, Werte zwischen $500\text{-}1000 \text{ mg P kg}^{-1}$ als „mittel“, Werte zwischen $1000\text{-}2500 \text{ mg P kg}^{-1}$ als „hoch“ und Werte $>2500 \text{ mg P kg}^{-1}$ einzustufen.

Tab. 6-11: Klassifikation des Gesamt-Phosphor-Gehaltes (mg/kg) in See-Sedimenten (LANAPLAN, unveröff.)

	mg P kg^{-1}
sehr gering	<100
gering	100-500
mittel	500-1000
hoch	1000-2500
sehr hoch	>2500

Die Untersuchungen erfolgen nach DIN 38414-11:1987-08, DIN EN 13657:2003-01, DIN EN ISO 11885:2009-09 und DIN EN 12880:2001-02.

Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten wird für die **Sedimente** ein **geringer Gesamt-Phosphor-Gehalt (< 500 mg/kg)** definiert.

6.2.4 Wasserstandsschwankungen

OSTENDORP & OSTENDORP (2014) beschreiben verschiedene Faktoren zur Bewertung der Wasserstandsvariation. Neben den Wasserstandsschwankungen ist z.B. auch die Saisonalität von Bedeutung.

MAUERSBERGER (2002) unterscheidet in Nordostdeutschland Seentypen in Abhängigkeit vom Durchfluss bzw. der Pegeldynamik. Die unterschiedliche Pegeldynamik wirkt sich auf die Ausbildung der Uferform aus (Brandungskehle bei durchflossenen Seen und ausrollende Welle bei abflusslosen Seen). Abflusslose Seen weisen stärkere Wasserstandsschwankungen auf als durchflossene Seen.

Prinzipiell profitiert das Röhricht von stärkeren Wasserstandsschwankungen, da es sich wasserseitig ausbreiten kann, wenn während der Wachstumsphase der Wasserstand niedrig ist. Bei sehr starken Wasserstandsschwankungen (> 6 m) fallen Röhrichte hingegen komplett aus (vgl. VAN DE WEYER 2007). Auch hohe Wasserstände während der Wachstumsphase wirken sich nachteilig auf das Schilfwachstum aus (PIER et al. 1990). Dies zeigt, dass neben der Amplitude der Wasserstandsschwankungen auch die Saisonalität relevant ist. Zudem können auch die Überstauungshöhe und die Überstauungsdauer limitierend für das Röhricht wirken (OSTENDORP, mdl. Mitteilung.).

BORNETTE & PUIKJALON (2011) geben an, dass prinzipiell einjährige Arten von fallenden Wasserständen profitieren, während mehrjährige Arten abnehmen. Wasserstandsschwankungen können einen negativen Effekt auf die submerse Wasserpflanzenvegetation haben, insbesondere im Frühjahr bei Austrieb, so dass eine Wiederbesiedlung bei schwankenden Wasserständen deutlich erschwert wird (BLINDOW et al. 1993).

Für Schwimmblattpflanzen sind stärkere Wasserstandsschwankungen grundsätzlich ungünstig. DISTER (1980) weist darauf hin, dass von den Schwimmblattpflanzen *Trapa natans* am besten an stärkere Wasserstandsschwankungen angepasst ist. Auch für Schwimmblattpflanzen ist die Saisonalität der Wasserstandsschwankungen relevant. Belastbare Daten zu den Schwankungsamplituden liegen nicht vor.

Für submerse Gefäßpflanzen sind stärkere Wasserstandsschwankungen ebenfalls grundsätzlich ungünstig (SCHAUMBURG et al. 2014, VAN DE WEYER 2007). Grundsätzlich profitieren von periodischem Trockenfallen bzw. Überstauung Amphiphyten. Hierbei handelt es sich um Arten, die sowohl aquatisch als auch als Helophyt leben können (z.B. *Sparganium emersum*, *Eleocharis acicularis*). Trockenfallen von Uferabschnitten ist grundsätzlich negativ für rein aquatische Arten. Auch bei den submersen Gefäßpflanzen liegen keine belastbaren Daten zu den Schwankungsamplituden vor.

Auch für Armleuchteralgen ist das Trockenfallen von Uferabschnitten grundsätzlich negativ.

Tab. 6-12: Zusammenhänge zwischen Wasserstandsschwankungen und Makrophyten in Seen (VAN DE WEYER 2015)

Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimmblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armluchteralgen
Periodisches Trockenfallen bzw. Überstauung	<p>Bei Niedrigwasser während der Wachstumsphase seeseitige Ausbreitung</p> <p>Bei Hochwasser während der Wachstumsphase Abnahme</p> <p>Bei mittleren Schwankungen (bis 2m?) Zunahme möglich, wenn Niedrigwasser während der Wachstumsphase</p> <p>bei stärkeren Schwankungen Abnahme bis zum Totalausfall</p>	<p>Generell ungünstig, einige Arten (<i>Trapa natans</i>) können moderate Schwankungen tolerieren</p>	<p>Arten, die sowohl amphibisch als auch aquatisch leben können (Amphiphyten) profitieren</p> <p>Trockenfallen negativ für rein aquatische Arten</p>	<p>Abnahme bei Trockenfallen</p>

Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten werden **geringe Wasserstandsschwankungen** definiert.

6.2.5 Herbivorie und Benthivorie

Hierunter wird der Einfluss von Fischen, Vögeln, Säugetieren, Krebsen, Muscheln, Schnecken und Insekten auf Makrophyten verstanden (BAKKER et al. 2016, GROSS et al. 2002, HUSSNER et al. 2014, JACOBSEN & SAND-JENSEN 1984, LODGE 1991, LODGE et al. 1998, MOSS et al. 1996, MITCHELL & PERROW 1998, NEWMANN 1991, PREJS 1984, VAN DONK & OTTE 1996). Zur Quantifizierung der Herbivorie gibt es verschiedene Verfahren (BAKKER et al. 2016).

Zu berücksichtigen ist zudem, dass der Verbiss in Abhängigkeit von den Arten unterschiedlich ist (MILLER & PROVENZA 2007, NEWMANN 1991, VAN DONK & OTTE 1996). So wird z.B. *Ceratophyllum demersum* weniger verbissen als *Elodea nuttallii* (VAN DONK & OTTE 1996).

Einen Einfluss auf die Makrophyten erfolgt auch durch das Losreißen durch bodenwühlende Arten wie z.B. benthivore Cypriniden. Benthivore Cypriniden führen durch ihre Wühltätigkeit auch zur Veränderung der abiotischen Verhältnisse (BREUKELAAR et al. 1994, CRIVELLI 1983, HUSER et al. 2016, KALBE 1984, KORSCH et al. 2013, LOUGHEED et al. 1998, MEIS et al. 2018, MILLER & CROWL 2006, MILLER & PROVENZA 2007, MOSS et al. 1996, ROBERTS et al. 1995, VAN DE WEYER ET AL. 2015, WATERSTRAAT & KRAPPE 2017, WATERSTRAAT et al. 2017).

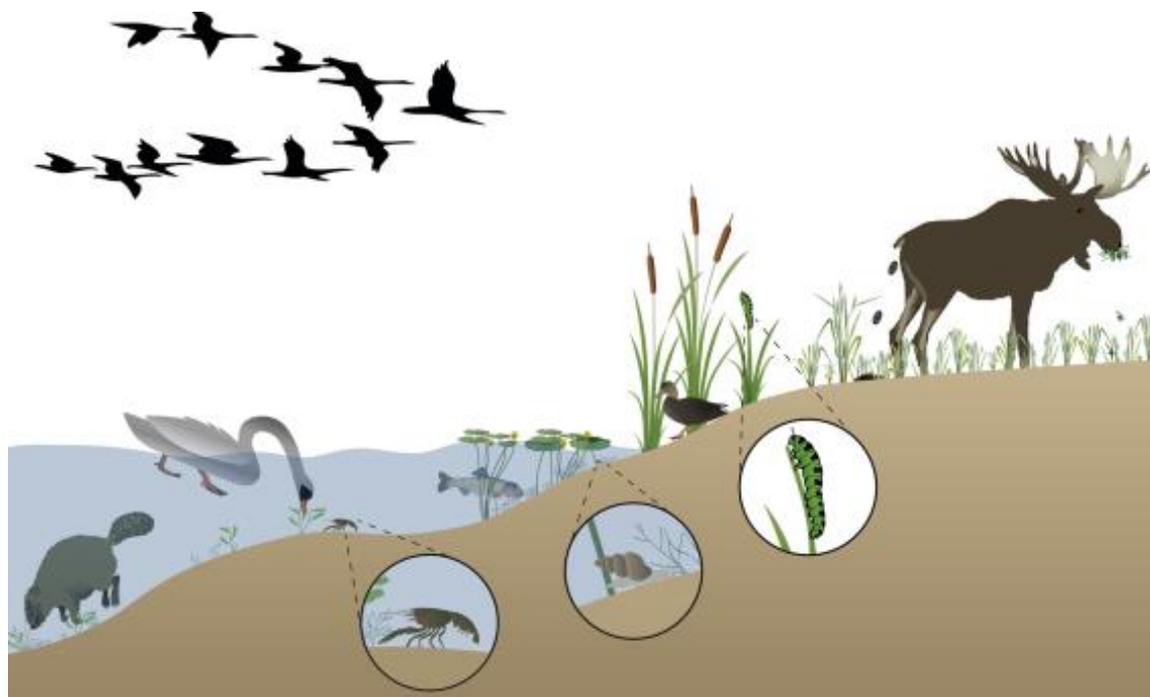


Abb. 6-9: Schema zum Einfluss von Herbivoren auf Makrophyten in Flachseen (BAKKER et al. 2016)

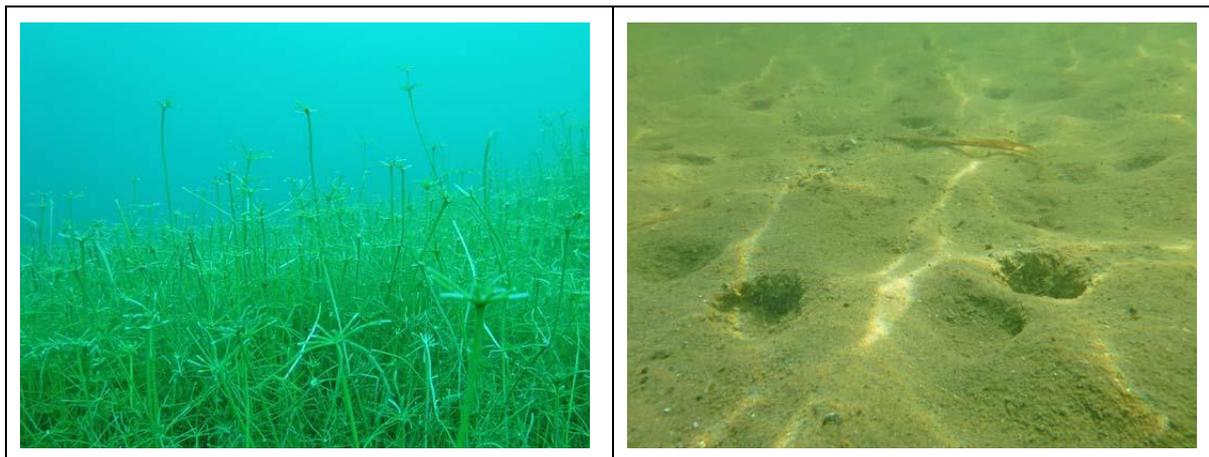


Abb. 6-10, 6-11: Beispiele für Verbisschäden an *Chara hispida* (links, Kulkwitzer See, Sachsen) und Wühlschäden durch benthivore Cypriniden (rechts, Wittwese, Brandenburg)

Während für Wühlschäden eine dreiteilige Skala von MEIS et al. (2018) vorliegt, fehlt ein entsprechendes Verfahren bisher für den Einfluss der Herbivorie. In Anlehnung an BAKKER et al. (2016) bietet sich eine Kombination von visuellen Beobachtungen (s. Abb. 6-10) und Exlosures mit unterschiedlichen Maschenweiten/Gitterabständen sowie unterschiedlichen Öffnungen (oben offen/geschlossen) an, s. Abb. 6-12, 6-13. Für die visuellen Beobachtungen bietet sich wie bei den Epiphyten (s. Kap. 6.4) in Anlehnung an MEIS et al. (2018) und SCHAUMBURG et al. (2014) folgende Klassifikation für Verbisschäden an: gering/mittel/stark.



Abb. 6-12, 6-13: Schutzeinrichtungen für Anpflanzungen: Käfig (links, MEIS et al. 2020) und Netz (rechts, MOSS et al. 1996)

Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten werden **geringe Herbivorie und geringe Benthivorie** definiert.

6.2.6 Konkurrierende Makrophyten

Für eine Ansiedlung von aquatischen Makrophyten ist auch von Bedeutung, wie hoch die Vegetationsbedeckung in einer Fläche ist. Problematisch ist, wenn konkurrenzstarke Arten vorhanden sind (LANAPLAN 2020b, s.a. Kap. 2.2.5). Geeignet sind nur Bereiche mit geringer Vegetationsbedeckung (MEIS et al. 2018). Bei Bedarf können auch unerwünschte Arten vorher

entfernt werden (MEIS et al. 2018). Neben den Makrophyten-Transektuntersuchungen (SCHAUMBURG et al. 2014) ist auch eine flächendeckende Vegetationskartierung erforderlich (VAN DE WEYER et al. 2007b), um geeignete Ansiedlungsbereiche zu identifizieren. Die Mindestanforderung für Ansiedlungen ist eine **geringe Vegetationsbedeckung**.

6.3 Zusammenfassung

Eine Zusammenfassung der abiotischen und biotischen Mindestanforderungen für die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in Seen ist in Tab. 6-13 dargestellt. Für die konkrete Auswahl von Ansiedlungsflächen (s. Kap. 8.3) sind weitere Parameter wie Uferneigung, Beschattung und Wellenschlag relevant.

Tab. 6-13: Erforderliche Grundlagen, abiotische und biotische Mindestanforderungen für die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in Seen

Parameter		Mindestanforderung	Erfassungsmethoden
Trophie		mestroph2/eutroph1	LAWA (2014)
Epiphyten		gering	HILT & VAN DE WEYER (2018)
Sediment	Korngröße	Sand, Kies, Torf, Kalk (maximal Mudden mit geringem organischen Anteil bzw. geringem organischen Anteil bzw. geringe Sedimentauflagen)	LAWA (2015)
Sediment	Gesamt-Phosphor (mg/kg)	< 500	DIN 38414-11:1987-08, DIN EN 13657:2003-01, DIN EN ISO 11885:2009-09, DIN EN 12880:2001-02
Wasserstandsschwankungen		gering	Pegel
Herbivorie		gering	Kombination von Gelände-Erhebungen (gering/mittel/stark) und Exclosure-Versuchen
Benthivorie		gering	MEIS et al. (2018)
Konkurrierende Makrophyten		geringe Vegetationsbedeckung	SCHAUMBURG et al. (2014), VAN DE WEYER et al. (2007b)

6.4 Maßnahmen zur Verbesserung der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen

Die chemischen, physikalischen und biologischen Maßnahmen, die zu einer Verbesserung abiotischen und biotischen Umweltbedingungen in Seen führen, sind in COOKE et al. (2005), DOKULIL et al. (2001), DWA (2006), HUPFER & SCHARF (2002), HUSSNER et al. (2014), JAEGER & KOSCHEL 1995, JILBERT et al. (2020), LEWANDOWSKI et al. (2013) und MOSS et al. (1996) beschrieben und nicht Gegenstand dieser Arbeit.

7 Besiedlungspotenzial

Wenn sich die gewünschte Zusammensetzung der Makrophyten nach Erreichung der abiotischen und biotischen Mindestanforderungen (s. Kap. 6) nicht einstellen, ist die Untersuchung des Besiedlungspotenzials der Makrophyten erforderlich (BAKKER et al. 2013, HUSSNER et al. 2014 und MOSS et al. 2016). Hierunter wird die qualitative und quantitative Untersuchung der aktuellen Besiedlung (makroskopische wahrnehmbare lebende Pflanzen) und der Diasporen (Samen, Oosporen, Sporophyten, Turionen, Bulbillen etc.) im See und dessen Einzugsgebiet verstanden.

Die aktuelle Besiedlung (makroskopische wahrnehmbare lebende Pflanzen) sollte flächendeckend im gesamten Einzugsgebiet untersucht werden. Im See bietet sich eine Kombination von Linientransekten nach SCHAUMBURG et al. (2014) und einer flächendeckenden Kartierung nach VAN DE WEYER et al. (2007b) an. Angebundene Fließgewässer sind in die Untersuchung einzu beziehen.

Neben der aktuellen Besiedlung (makroskopische wahrnehmbare lebende Pflanzen) ist auch eine Untersuchung der Diasporen (Samen, Oosporen, Sporophyten, Turionen, Bulbillen etc.) im See und dessen Einzugsgebiet erforderlich. Die Entnahme von Proben erfolgt an mehreren Stellen im See mit einem Bodengreifer bzw. mit Sedimentkernen (vertikale Diasporenverteilung). Hierbei können die Diasporen direkt bestimmt werden oder Keimungsversuche unternommen werden (STEINHARDT 2011, HOLZHAUSEN 2019). Die Auswertung erfolgt insbesondere in Hinblick auf die Auswertung nach Zielarten (s. Kap. 8.1).

Klassifikationen zur Einschätzung des Besiedlungspotenzials liegen nicht vor. Sinnvoll wäre die Verwendung einer Häufigkeitsskala, getrennt nach Arten mit einer weiteren Differenzierung in makroskopisch wahrnehmbare lebende Pflanzen und Diasporen. Die Häufigkeiten der lebenden Pflanzen können z.B. nach KOHLER (1978) ermittelt werden, die Häufigkeitsklassen z.B. nach STEINHARDT (2011), s. Tab. 7-1 bzw. mit einer vereinfachten Skala, s. Tab. 7-2.

Tab. 7-1: Einschätzung des Besiedlungspotenzials für lebende Pflanzen und Diasporen nach KOHLER (1978) bzw. STEINHARDT (2011)

	Besiedlungspotenzial	Häufigkeit lebende Pflanzen	Häufigkeit Diasporen (m ²)
1	sehr gering	sehr selten	1-10
2	gering	selten	10-100
3	eingeschränkt	verbreitet	100-1000
4	gut	häufig	1.000-10.000
5	gehr gut	sehr häufig bis massenhaft	>10.000

Tab. 7-2: Vereinfachte Einschätzung des Besiedlungspotenzials für lebende Pflanzen nach KOHLER (1978) bzw. STEINHARDT (2011)

	Besiedlungspotenzial	Häufigkeit lebende Pflanzen	Häufigkeit Diasporen (m ²)
1	sehr gering-gering	sehr selten-selten	1-100
3	eingeschränkt	verbreitet	100-1.000
4	gut-sehr gut	häufig bis massenhaft	>1.000

Abb. 7-1 zeigt beispielhaft das Besiedlungspotenzial (aktueller Bewuchs/lebende Pflanz und Diasporen von zwei Zielarten im Behlendorfer See (VAN DE WEYER & STUHR 2016).

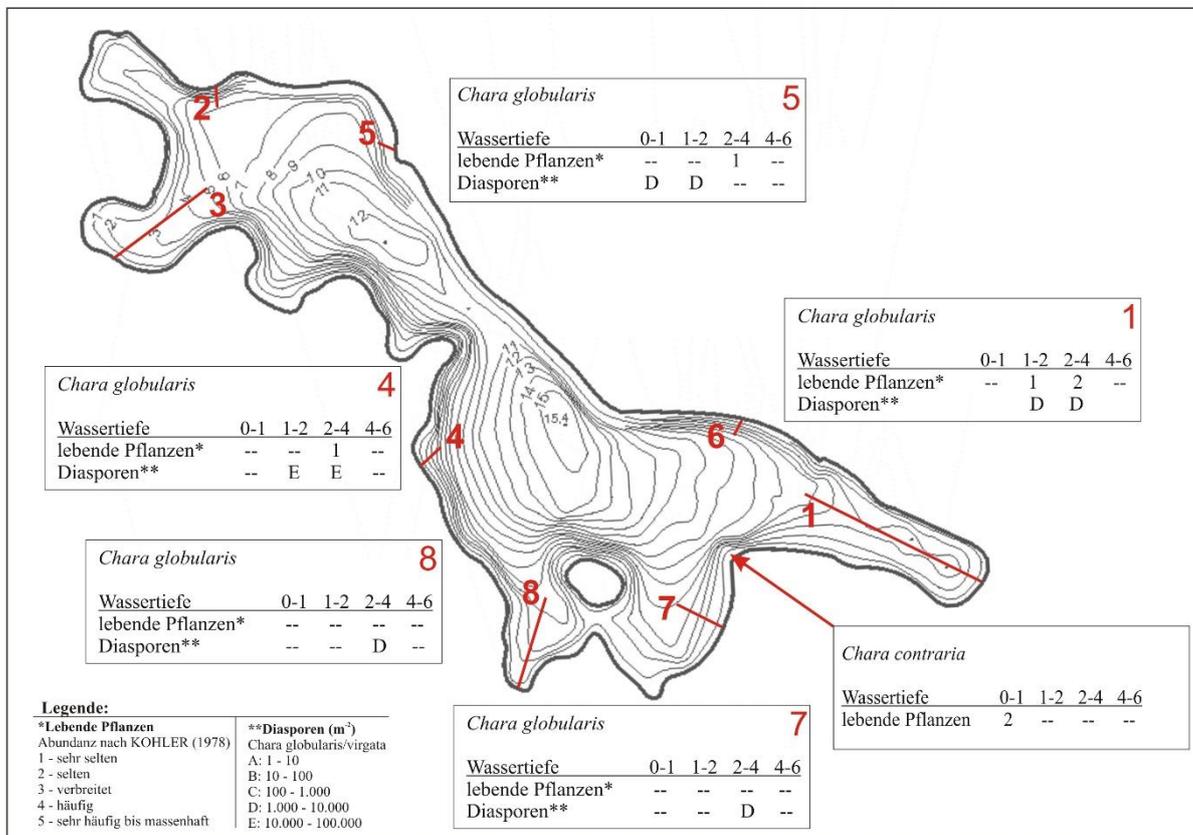


Abb. 7-1: Nachweise von *Chara globularis* und *Chara contraria* im Behlendorfer See (VAN DE WEYER & STUHR 2016 mit Daten von STEINHARDT 2011)

8 Anpflanzung

Die Artenauswahl erfolgt nach Gewässertyp und Anlass (s. Kap. 5.2). Der Ablauf der Anpflanzung ist in Abb. 8-1 dargestellt. Zuerst ist die Untersuchung des Besiedlungspotenzials erforderlich. Sollten Reste der Zielarten vorhanden sein, erfolgt nach Möglichkeit eine Vermehrung im See. Hierzu sind Belastungen wie Herbivorie, Wellenschlag o.a. zu minimieren. Hierzu bieten sich Käfige, Zäune (Herbivorie, s. Kap. 8.4) bzw. Palisaden (Wellenschlag s. Kap. 8.4) an. Wenn diese Maßnahme nicht zielführend ist bzw. keine Reste der Zielarten mehr vorhanden sind, erfolgt eine Anpflanzung. Hierzu sind folgende Angaben notwendig: Spendergewässer (s. Kap. 8.1), Entnahme- und Vermehrungsverfahren (s. Kap. 8.2), Ansiedlungsflächen (s. Kap. 8.3), Pflanzung incl. Schutzeinrichtungen (s. Kap. 8.4). Diese Angaben werden in einem Pflanzplan zusammengeführt. Empfehlenswert ist auch ein Zeitplan. Enthalten ist auch ein Monitoring und Erfolgskontrolle (s. Kap. 9).

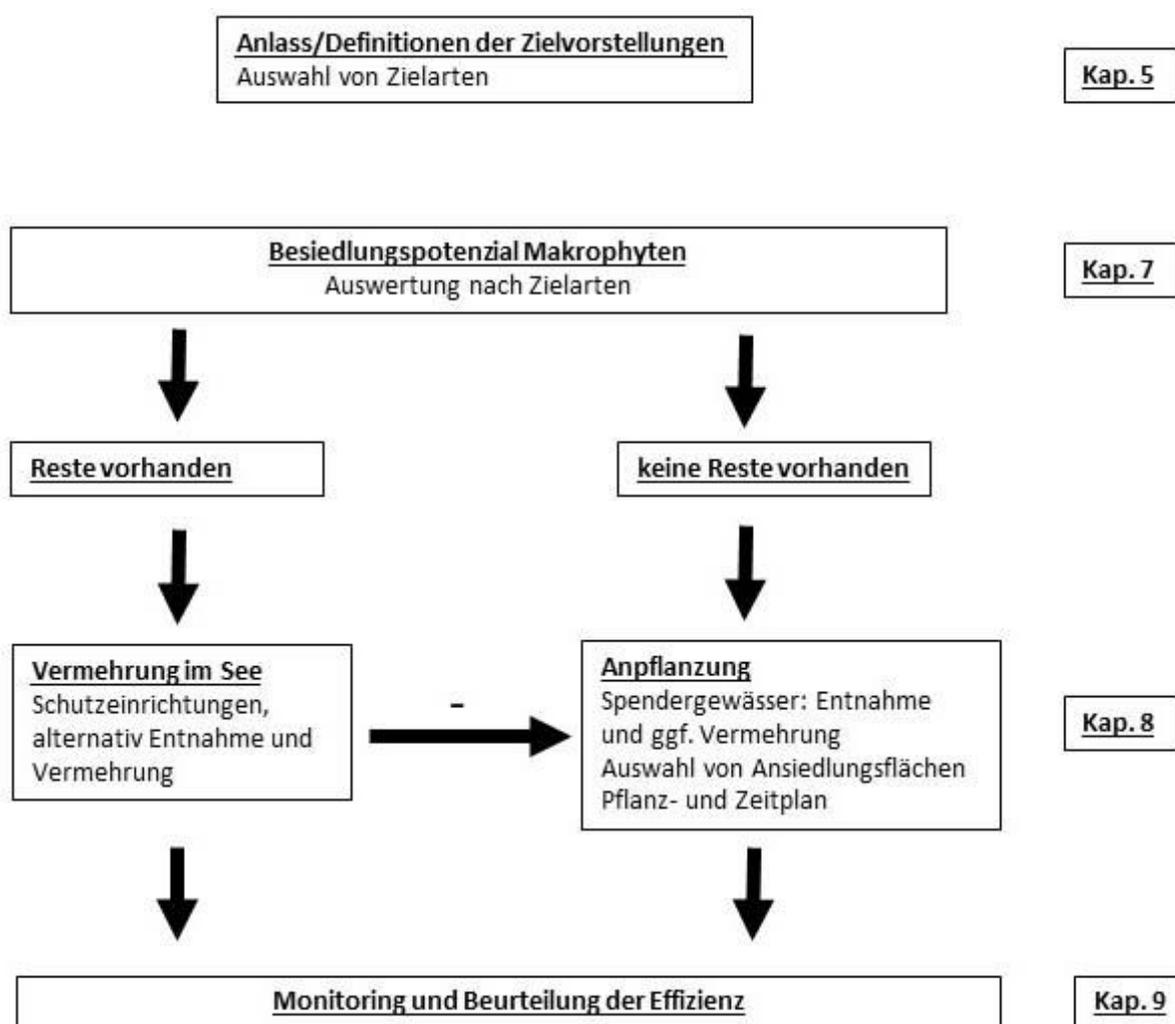


Abb. 8-1: Ablauf der Anpflanzung

8.1 Spendergewässer

8.1.1 Auswahl Spendergewässer

In den Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980 (SUKOPP & TRAUTMANN 1981) ist eine Bedingung, dass das Saat- oder Pflanzgut aus einem nahe gelegenen Vorkommen der gleichen Art stammt, ohne dass dieses geschädigt wird. Für die Auswahl sollten aktuelle und ehemalige Vorkommen von aquatischen Makrophyten ausgewertet werden (ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS, NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013, RAABE 1987, SAUER 1937, STUHR et. al. 2013-2020), Fundortkartei der Landesstelle für Vegetationskunde am Ökologiezentrum der CAU Kiel).

Um zu entscheiden, ob Saatgut noch als „lokal“ bezeichnet werden kann, kann die Unterteilung Deutschlands in 502 „natürliche Haupteinheiten“ (nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962) zugrunde gelegt werden. Lokales Saatgut eignet sich vor allem für die Begrünung von höherwertigen Flächen, z.B. für Artenschutz- oder Renaturierungsmaßnahmen sowie zur Verwendung auf Kompensationsflächen. Bei ausreichender Verfügbarkeit kann lokales Saatgut auch für die Begrünung von weniger hochwertigen Flächen genutzt werden (<https://www.bfn.de/themen/artenschutz/gefaehrung-bewertung-management/gebietseigene-herkuenfte/gebietseigenes-saatgut.html>).

In Naturschutz- und Landschaftsschutzgebieten müssen die entsprechenden Befreiungen beantragt werden. Außerdem sind Zustimmungen der Eigentümer und Pächter erforderlich (s. Kap. 2.1).

8.1.2 Untersuchung Spendergewässer

Vor jeder Entnahme von Makrophyten ist eine Untersuchung der Makrophyten des Spendergewässers erforderlich. Hierzu bieten sich entweder Transektuntersuchungen nach SCHAUMBURG et al. (2014) bzw. eine flächendeckende Kartierung nach VAN DE WEYER et al. (2007b) an. Hierdurch soll abgeschätzt werden, welche Mengen entnommen werden können, ohne das Spendergewässer zu beeinträchtigen (Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980, SUKOPP & TRAUTMANN 1981, s.a. Kap. 3.1). Beim Projekt Phoenixsee wurden auch die Diasporen der Spendergewässer untersucht (VAN DE WEYER et al. 2014).

Es ist besonderer Wert darauf zu legen, dass keine Neobiota vom Spendergewässer in das Zielgewässer eingeschleppt werden (s. Kap. 3.2.8).

8.2 Entnahme- und Vermehrungsverfahren

Schon bei der Entnahme sollte das verwendete Pflanzenmaterial unbedingt auf das Auftreten von Neophyten (wie z. B. *Elodea*) untersucht werden. Es ist dringend anzuraten, auch kleinere Sprossstücke dieser Arten zu entfernen, bevor das Material ins Gewässer ausgebracht wird (HUSSNER et al. 2014). Ebenfalls ist im Spendergewässer auch auf Neozoen zu achten. Es kann sein, dass hierzu eine separate Untersuchung erforderlich ist.

Für die meisten aquatischen Makrophyten eignet sich eine Kombination von Ausbringung lebender Pflanzen und Sediment. Sollten nur Diasporen entnommen werden, kann die Entnahme mit einem Bodengreifer (kleine Flächen) oder mit im Saugverfahren (s. Kap. 3.2.6, VAN DE WEYER et al. 2014) erfolgen. Beim Projekt Phoenixsee (VAN DE WEYER et al. 2014) wurden z.B. die Sedimentproben des Spendergewässers gesiebt, um nicht *Elodea nuttallii* in das Zielgewässer einzubringen.

Grundsätzlich geeignet ist die Vermehrung von Pflanzen in Gärtnereien, wenn z.B. nicht genügend Pflanzenmaterial aus dem Spendergewässer entnommen werden kann (s. Kap. 3.2.5). Die Gärtnereien sollten auf Wasserpflanzen spezialisiert sein. Außerdem sollten sie dafür Rechnung tragen, dass über die Kultivierung keine Neobiota bei der Pflanzung in das Zielgewässer gelangen.



Abb. 8-2, 8-3: Siebung von Diasporen-haltigen Sediment, damit keine invasive Arten aus dem Spendergewässer in das Zielgewässer gelangen (VAN DE WEYER et al. 2014)

8.3 Ansiedlungsflächen

Zur Auswahl der Ansiedlungsflächen sind neben den in Kap. 6 beschriebenen abiotischen und biotischen Mindestanforderungen, die für den gesamten See gelten, weitere Eignungskriterien (s. Tab. 8-1) für die konkrete Auswahl von Ansiedlungsbereichen relevant.

Tab. 8-1: Weitere Eignungskriterien für die Auswahl von Ansiedlungsbereichen

Parameter	Eignungskriterien	Erfassungsmethoden
Uferneigung/Gefälle	Flache und mittelsteile Ufer	Tiefenkarte, LAWA (2015)
Beschattung	vollsonnig-absonnig	WÖRLEIN (1982)
Wellenschlag	gering-mittel (keine windexponierten Ufer)	LAWA (2015)

8.3.1 Uferneigung

Flache Ufer sind sowohl für Helophyten, Schwimmblattpflanzen, submerse Gefäßpflanzen und Armelechteralgen ideale Wuchsorte. Flache Ufer weisen im Referenzzustand hohe Deckungswerte bzw. Biomassewerte von Helophyten und aquatischen Makrophyten auf. Die Ausbildung der aquatischen Makrophyten ist von weiteren Faktoren, insbesondere der Nährstoffversorgung abhängig. So weisen z.B. Schwimmblattpflanzen und submerse Gefäßpflanzen bei geringer Nährstoffversorgung geringe Deckungswerte auf, während Armelechteralgen in nährstoffarmen Gewässern hohe Deckungswerte aufweisen können.

Tab. 8-2: Zusammenhänge zwischen der Uferneigung und Makrophyten in Seen (VAN DE WEYER 2015)

	Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimmblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armelechteralgen
Flachufer	Sedimentation	Hohe Deckung/Biomasse; bei geringer Nährstoffversorgung geringere Deckung/Biomasse	Potenziell sehr geeignet für Schwimmblattpflanzen; Bei geringer Nährstoffversorgung können Schwimmblattpflanzen fehlen	Potenziell sehr geeignet für submerse Gefäßpflanzen bei geringer Nährstoffversorgung geringere Deckung/Biomasse von submersen Gefäßpflanzen	Potenziell sehr geeignet für Armelechteralgen bei hoher Nährstoffversorgung geringere Deckung/Biomasse der Armelechteralgen
Steilufer	Lageinstabilität Substrate, Erosion	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall, insbesondere in Kombination mit Beschattung und Sedimentauflagen	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall, insbesondere in Kombination mit Beschattung und Sedimentauflagen	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall, insbesondere in Kombination mit Beschattung und Sedimentauflagen	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall, insbesondere in Kombination mit Beschattung und Sedimentauflagen

Sehr steile Ufer weisen wegen der extremen Neigung, Lageinstabilität der Substrate und Erosion geringere Deckungen von Makrophyten auf (vgl. KOLADA 2014). Dies ist nicht nur auf natürliche eiszeitliche Seen (VAN DE WEYER et al. 2006) beschränkt, sondern tritt auch in künstlichen Seen auf. In Kombination mit sehr grobem Substrat (s.u.) bzw. starken Sedimentauflagen können in Teilbereichen von Seen Makrophyten von Natur aus komplett fehlen.

Für die Einteilung des Gefälles können die Neigungsstufen für Seeuferzone und Seeumfeldzone nach LAWA (2015) verwendet werden (s. Tab. 8-3). Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten wird ein **flaches bis mittelsteiles Ufer** definiert.

Tab. 8-3: Einteilung der Hänge in drei Neigungsstufen für Seeuferzone und Seeumfeldzone nach LAWA (2015)

Neigungsstufen für Seeufer	Neigungswinkel	Neigungsstufen nach SCHULZE & KOPP (1995) ergänzt
(1) Flach	0...1°	eben
	> 1...3°	Flachhang, schwächer geneigt
	> 3...7°	Flachhang, stärker geneigt
(2) Mittelsteil	> 7...15°	Lehnhang („Mittelhang“), schwächer geneigt
	> 15...25°	Lehnhang („Mittelhang“), stärker geneigt
(3) Steil	> 25...35°	Steilhang, schwächer geneigt
	> 35...60°	Steilhang, stärker geneigt
	> 60...90°, ggf. > 90°	Wand, ggf. Überhang

8.3.2 Beschattung

Beschattung schränkt sowohl emerse als auch aquatische Makrophyten ein. Dies ist nicht nur an Steilufern, sondern auch an Flachufern festzustellen. An Flachufern ist in der Regel nur die Flachwasserzone betroffen (s. Abb. 8-4, 8-5). Der Laubeintrag kann in Teichen und kleineren Seen eine erhebliche Rolle in Bezug auf den Eintrag von Nährstoffen haben (DWA 2006).



Abb. 8-4, 8-5: Beispiele für fehlende Makrophytenbestände durch Beschattung in Seen: Flachwasser Großer Plöner See (Schleswig-Holstein) und Flachwasser Großer Stechlinsee (Brandenburg)

Tab. 8-4: Zusammenhänge zwischen Beschattung und Makrophyten in Seen (VAN DE WEYER 2015)

Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armleuchteralgen
Lichtlimitierung	Geringere Deckung bis zum kompletten Ausfall			

Für die Einteilung der Beschattung kann die Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992) verwendet werden (s. Tab. 8-5). Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten in Bezug auf die Beschattung wird **vollsonnig-absonnig** definiert.

Tab. 8-5: Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992)

Stufe	Beschreibung	Erläuterung
1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
5	schattig	voller Schatten unter Bäumen

8.3.3 Wellenschlag/Wind

SCULTHORPE (1967) führt an, dass bei den Hydrophyten überwiegend Arten mit starken Rhizomen bzw. mit Blattrosetten (Isoetiden) am besten an starken Wind bzw. Wellenschlag angepasst sind. Starker Windeinfluss bzw. Wellenschlag führen zu einer Abnahme der Deckung der submersen Gefäßpflanzen (BORNETTE & PUIKJALON 2011). Die Wirkung stellt sich bei den submersen Gefäßpflanzen differenziert dar.

Am besten an starken Windeinfluss bzw. Wellenschlag sind Arten mit geteilten Blättern (Myriophylliden), feinen Blättern (Parvopotamiden), bzw. Blattrosetten (Isoetiden) angepasst, während der Wellenschlag für Arten mit großen Submersblättern (Magnopotamiden) negativ ist. Das trifft auch für Wasserschweber (Lemniden, Stratiotiden, Ceratophylliden) zu.

Bei den Armleuchteralgen führt starker Windeinfluss bzw. Wellenschlag zu einer Abnahme der Deckungswerte. Kleinwüchsige einjährige Arten (z.B. *Chara aspera*) sind vergleichsweise gut an den Wellenschlag angepasst, während er negativ für großwüchsige mehrjährige Arten (z.B. *Nitellopsis obtusa*) ist.

Große Seen bieten größere Angriffsflächen für Wind und Wellenschlag (GASITH & HOYER 1998). HUSSNER et al. (2014) führen zum Wellenschlag aus: "In großen, windexponierten Flachseen kann der durch Wind- und Wellenwirkung ausgelöste Eintrag von Sedimentpartikeln zu einer so starken Trübung führen, dass die Wiederansiedlung von Wasserpflanzen nicht möglich ist (SCHUTTEN et al. 2005). In sehr flachen Gewässern mit einer mittleren Wassertiefe von weniger als 1,5 m erhöht sich die Resuspension mit der Zunahme der Windgeschwindigkeit, d. h. bei mehr als 4-6 m/s (ARFI & BOUVY 1995). Demzufolge können sich Wasserpflanzen trotz anderer Maßnahmen aufgrund der zu starken Resuspension nicht uneingeschränkt wiederansiedeln (VAN LIERE & GULATI 1992). Als Maßnahmen zur Verringerung von Windeffekten wurden daher die Errichtung künstlicher Inseln und die Schaffung von tieferen Senken diskutiert, in welchen sich das aufgewirbelte Seesediment absetzen kann (GONS et al. 1986, GULATI et al. 2008)."

Tab. 8-6: Zusammenhänge zwischen Wellenschlag und Makrophyten in Seen (VAN DE WEYER 2015)

Bedeutung/Auswirkung	Helophyten	Schwimmblattpflanzen	Submerse Gefäßpflanzen	Armleuchteralgen
Erosion, mechanischer Stress und Störung	Geringere Deckung, Auswirkung auf die Artenzusammensetzung	Vorkommen nur bei geringer Windeinwirkung/Wellenschlag bei starker Windeinwirkung/Wellenschlag keine Schwimmblätter, nur Submersblätter (z.B. <i>Nuphar lutea</i>)	Geringere Deckung, positiv für Arten mit geteilten Blättern (Myriophylliden), feinen Blättern (Parvopotamiden), Blattrosetten (Isoetiden); Negativ für Wasserschweber (Lemniden, Stratiotiden, Ceratophylliden), Arten mit großen Submersblättern (Magnopotamiden)	Geringere Deckung, positiv für kleinwüchsige einjährige Arten (z.B. <i>Chara aspera</i>) Negativ für großwüchsige mehrjährige Arten (z.B. <i>Nitellopsis</i>)

Ist der Wellenschlag anthropogen verstärkt (OSTENDORP & OSTENDORP 2014), bietet sich die Anlage von Palisaden an (s. Abb. 8-6, 8-7).



Abb. 8-6, 8-7: Palisaden im Großen Plöner See

Als Minimalanforderung für die Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten wird **geringer bis mittlerer Wellenschlag** definiert. Eine Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten sollte vorzugsweise nicht an stark Wind-exponierten Ufern erfolgen.

8.3.4 Größe der Ansiedlungsflächen

Grundsätzlich lassen sich zwei Konzepte verfolgen. Im flächendeckenden Ansatz wird der gesamte See bepflanzt (VAN DE WEYER et al. 2014, LANAPLAN 2020b). Hierzu ist ein Abfischen unerlässlich (MOSS et al. 1996).

Alternativ werden nur kleine Teilflächen bepflanzt, von denen sich die Zielarten ausbreiten sollen. SMART & DICK (1999) haben dieses Gründerpopulationen-Konzept entwickelt, das sich in drei Phasen teilt: Testpflanzungen, Pflanzungen in größeren Bereichen und Expansion (s. Kap. 3.1).

1. Saison: Testpflanzungen in ausgebrachten Schutzkäfigen
2. Saison: Weitere geschützte Anpflanzungen von den im ersten Jahr erfolgreichen Arten, sowie notfalls Erprobung weiterer Arten
3. Folgejahre: Natürliche Ausbreitung und Vermehrung der erfolgreichen Arten.

Abb. 8-8 zeigt ein Beispiel für drei Testflächen nach dem Gründerpopulationen-Konzept aus dem Behlendorfer See (MEIS et al. 2018).

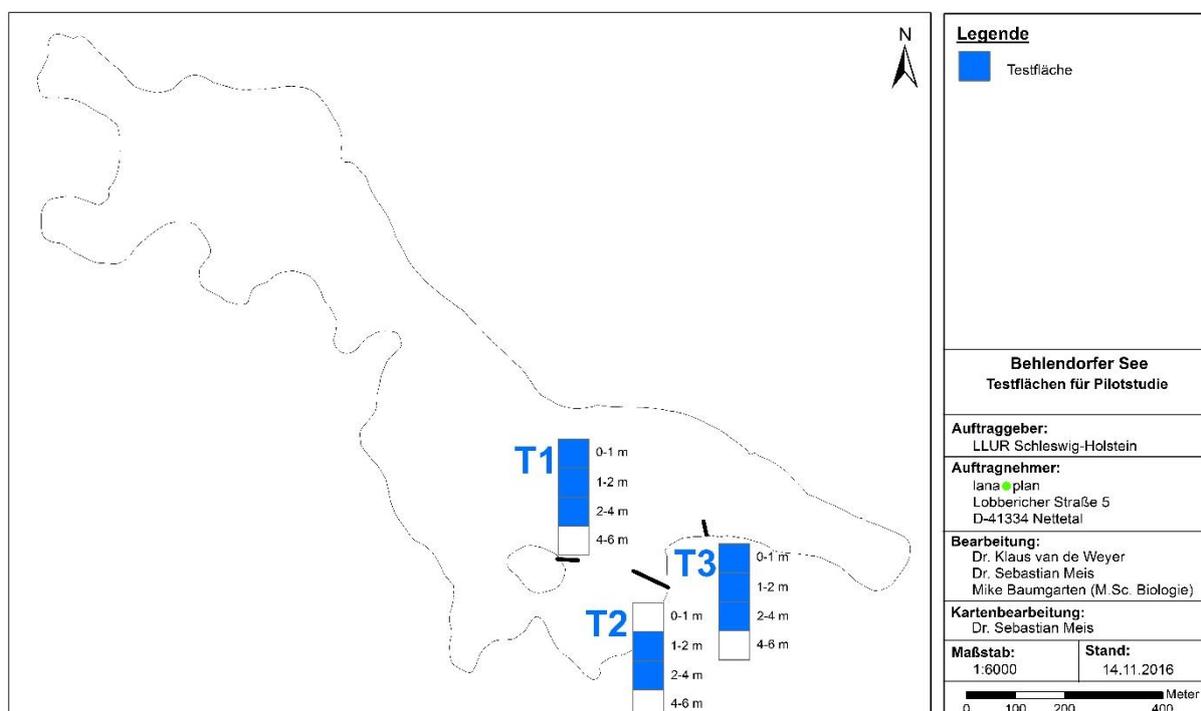


Abb. 8-8: Testflächen zur Ansiedlung von Makrophyten im Behlendorfer See (MEIS et al. 2018)

8.4 Pflanzung

Nachdem die Auswahl der Pflanzenarten (s. Kap. 5.2), der Spendergewässer (s. Kap. 8.1) und der Ansiedlungsflächen (s. Kap. 8.3) erfolgt ist, kann das Ausbringen des Pflanzenmaterials ins Gewässer erfolgen. Bei den Pflanzenarten ist die Substratpräferenz der Zielarten (mineralische Böden bzw. Mudden, s. Kap. 5.2) zu berücksichtigen.

Jahreszeit: Das Ausbringen der Pflanzen sollte dabei im Frühjahr und in Wassertiefen von maximal 4 m erfolgen. Eine zweite Pflanzung kann im Sommer erfolgen, z.B. von Arten, deren phänologische Entwicklung später einsetzt (LANAPLAN 2020a). Sollten nur Diasporen angeimpft werden, kann dies ganzjährig erfolgen.

Kontrolle des Pflanzenmaterials auf Neobiota: Wie bei der Entnahme (s. Kap. 8.2) sollte bei der Anpflanzung das verwendete Pflanzenmaterial unbedingt auf das Auftreten von Neophyten (wie z. B. *Elodea*) untersucht werden. Es ist dringend anzuraten, auch kleinere Sprossstücke dieser Arten zu entfernen bevor das Material ins Gewässer ausgebracht wird (HUSSNER et al. 2014). Ebenfalls ist auf Neozoen zu achten.

Pflanzung mehrerer Arten: Empfehlenswert ist es, hochwüchsige (z.B. *Potamogeton* spp.) und niedrigwüchsige Arten (z.B. Armleuchteralgen) nicht zusammen zu pflanzen (MEIS et al. 2020). Gleichwohl können mehrere Arten vergleichbarer Wuchshöhe zusammen gepflanzt werden.

Pflanzenmenge: Die Pflanzenmenge richtet sich nach der Größe der Ansiedlungsflächen und der Menge, die in den Spendergewässern bzw. nach der Vermehrung zur Verfügung steht. MOSS et al. (1996) schreiben zu den Pflanzenmengen: „For submerged plants, a large quantity as possible is desirable, not because the propagules will grow slowly once established, but because they are vulnerable to destruction...“ Aus der Erfahrung von verschiedenen Ansiedlungsprojekten wäre folgende Mengen sinnvoll: 2-3 Greiferproben mit Diasporen/m² und 2-3 Eimer (5 l) mit lebenden Pflanzen und Sediment/m². Bei Pflanzen, die in Gärtnereien vereinzelt und vermehrt wurden, sind 10-20 Sprosse/m² empfehlenswert.

Anpflanzverfahren: Für die meisten Arten eignet sich eine Kombination von Ausbringung lebender Pflanzen und Sediment per Hand. In Tiefen > 1 m sollten wie bei der Entnahme Taucher eingesetzt werden. Diasporen können auch im Anspritzverfahren ausgebracht werden (VAN DE WEYER et al. 2014). Wasserschweber (Pleustophyten, s. Kap. 5.2) können direkt in das Gewässer eingesetzt werden.

Schutz der Pflanzungen: Anpflanzungen sollten in jedem Fall vor Herbivorie/Benthivorie geschützt werden (s. Kap. 6.6). In Abhängigkeit vom Grad der Herbivorie/Benthivorie (Vögel, herbivore Fische, Säugetiere, Krebse etc. bzw. benthivore Fische) bieten sich Exlosures mit unterschiedlichen Maschenweiten/Gitterabständen sowie unterschiedlichen Öffnungen (oben offen/geschlossen) an, s. Abb. 8-9, 8-10. Lediglich bei der Neuanlage von Gewässern kann ggf. bei Anpflanzungen auf Schutzvorrichtungen verzichtet werden (VAN DE WEYER et al. 2014, LANAPLAN 2020a).

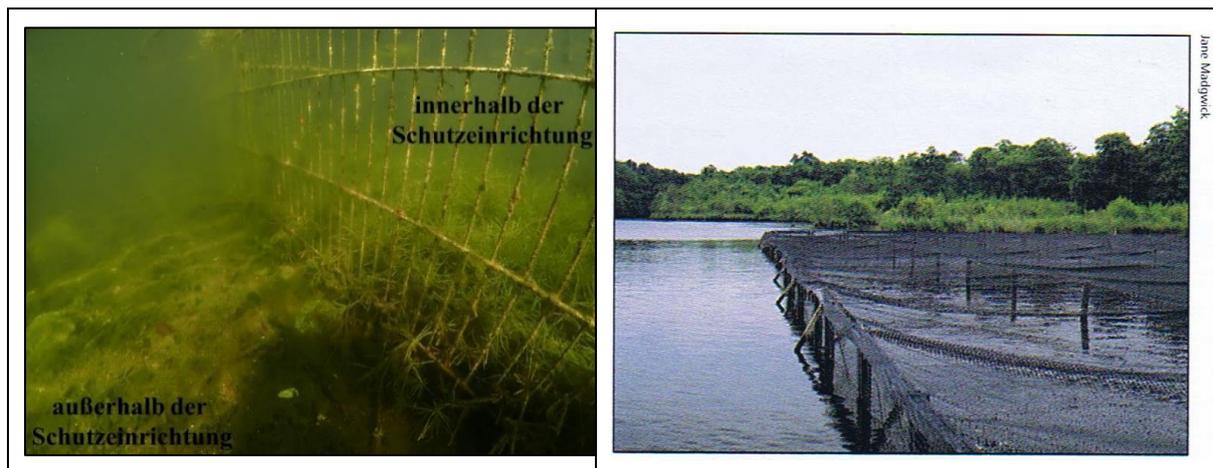


Abb. 8-9, 8-10: Schutzeinrichtungen für Anpflanzungen: Käfig (links, MEIS et al. 2020) und Netz (rechts, MOSS et al. 1996)

8.5 Pflanzplan

Der Pflanzplan enthält alle Angaben aus den Kap. 8-3 (Ansiedlungsflächen) und Kap. 8-4 (Artenauswahl und Menge incl. Schutzeinrichtungen)

Abb. 8-11 zeigt exemplarisch einen vereinfachten Pflanzplan für Armleuchteralgen für den Phoenixsee (VAN DE WEYER et al. 2014)

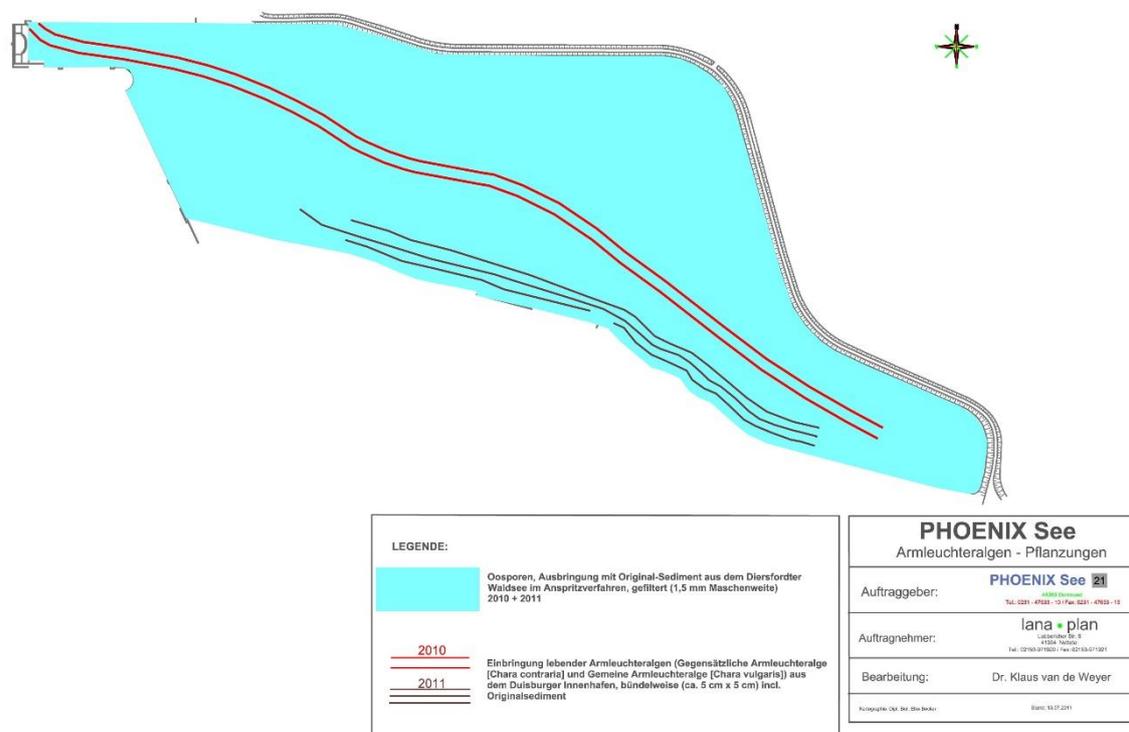


Abb. 8-11: Pflanzplan Armleuchteralgen für den Phoenixsee (VAN DE WEYER et al. 2014)

9 Entwicklungspflege, Monitoring und Erfolgskontrolle

9.1 Entwicklungspflege und Monitoring

Nach der Pflanzung ist ggf. eine **Entwicklungspflege** erforderlich. Dies betrifft insbesondere die Pflege von Schutzeinrichtungen (Epiphytenaufwuchs, s. Kap. 3.2.11).

Die „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980“ (SUKOPP & TRAUTMANN 1981) fordern: „Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.“

Das **Monitoring** richtet sich der Flächengröße der Ansiedlungsflächen (s. Kap. 8.3.4). Beim Gründerpopulationen-Konzept mit kleineren Teilflächen werden diese und angrenzende Flächen untersucht. Es bietet sich eine Untersuchung in Anlehnung an SCHAUMBURG et al. (2014) an. Bei einem flächendeckenden Ansatz für den ganzen See werden ebenfalls Transekte nach PÄZOLT (2007) bzw. SCHAUMBURG et al. (2014) und eine komplette Untersuchung nach VAN DE WEYER et al. untersucht (2007b, s. Abb. 9-1).



Abb. 9-1: Vegetationskarte des PHOENIX Sees im Jahr 2016 - fünf Jahre nach der Anpflanzung (VAN DE WEYER et al. 2017)

Bei Fragestellungen zu Nutzungskonflikten bieten sich ebenfalls die Untersuchung des gesamten Gewässers nach VAN DE WEYER et al. (2007b) bzw. von Transekten nach PÄZOLT (2007) bzw. **unter Einbeziehung der Wuchshöhen** an (s. Abb. 9-2). Bei der Erfassung der Wuchshöhen und des Deckungsgrades kann auch der Pflanzen-Volumenindex nach CANFIELD et al. (1984) ermittelt werden.

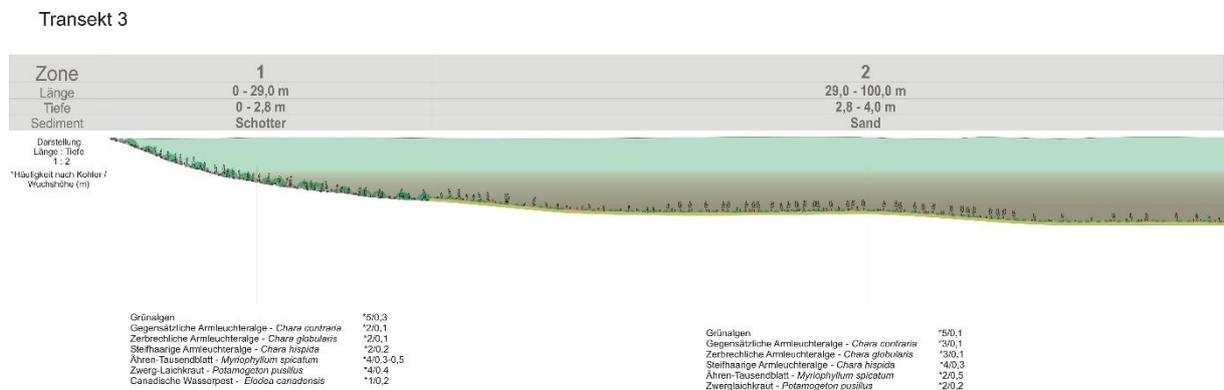


Abb. 9-2: Grafische Darstellung eines Transekt-Querschnittes im Phoenixsee mit der Methode nach PÄZOLT (2007) unter Einbeziehung der Wuchshöhen (VAN DE WEYER et al. 2014)

9.2 Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle richtet sich nach dem Anlass bzw. den Zielsetzungen und den dort definierten Parametern (s. Kap. 5).

Tab. 9-1 zeigt exemplarisch eine Erfolgskontrolle für Teilflächen im Behlendorfer See (MEIS et al. 2020). Hier wurden die folgenden kurzfristigen Ziele formuliert:

1. Ansiedlung der Zielarten
2. Etablierung der Zielarten
3. Ausbreitung der Zielarten (Erhöhung der Deckungsanteile)

Die beiden ersten Ziele wurden erreicht, Ziel Nr. 3 für zwei Arten (s. Tab. 9-1).

Tab. 9-1: Bewertung der Ansiedlungen im Behlendorfer See von 2018-2020 (MEIS et al. 2020)

Testfläche Nr.	Referenzart	Ziel			
		Ansiedlung	Etablierung	Ausbreitung innerhalb Schutz-einrichtung	Ausbreitung außerhalb Schutz-einrichtung
1-2 (2018)	<i>Chara subspinososa</i>	✓	✓	✓	✓
11-12 (2020)	<i>Chara subspinososa</i>	✓	✓		
	<i>Chara contraria</i>	✓	✓		
3-6 (2018)	<i>Chara contraria</i>	✓			
	<i>Nitellopsis obtusa</i>	✓			
	<i>Potamogeton lucens</i>	✓	✓	✓	✓
9-10 (2020)	<i>Nitellopsis obtusa</i>	✓			
13-14 (2020)	<i>Potamogeton lucens</i>	✓	✓		

Teil 4: Anwendung in der Praxis in Schleswig-Holstein

10 Spendergewässer in Schleswig-Holstein

10.1 Methodik

10.1.1 Datengrundlagen

Zur Ermittlung geeigneter Spendergewässer in Schleswig-Holstein für die in Kap. 5.2 (vgl. Tab. 5-3) aufgeführten Makrophytenarten wurden verschiedene digitale Datenbestände des LLUR-SH herangezogen. Hierzu zählten vorrangig die seit dem Jahr 2001 erhobenen Messstellendaten für das im Rahmen der WRRL durchgeführte Seen- und Fließgewässermonitoring, die im LLUR (Abteilung Gewässer) vorliegen. Für die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung berücksichtigten Makrophytenarten (vgl. 5.2, Tab. 5-3) handelte es sich dabei um ca. 16.000 Datensätze von den zwischen 2001 und 2019 beprobten Messstellen in Seen und Fließgewässern Schleswig-Holsteins.

Für die zu erstellende Liste geeigneter Spendergewässer wurden neben dem Artnamen als weitere Parameter das Datum des Fundes (Jahr), der Abundanzwert (nach KOHLER 1978), Gewässernamen und -nummer (Wasserkörpername und -nr.), die amtliche Messstellenummer samt Koordinate (System: ETRS89/UTM), bei Seen auch die Wassertiefenstufe des Fundes sowie Angaben zur Sicherheit der Artbestimmung (cf.-Arten) übernommen.

Zudem wurden einige weitere Parameter wie etwa der Messstellename (nur bei Fließgewässern), Gewässertyp, Deckungswerte, Lebensform u.a. aus Gründen der Vollständigkeit mit übernommen.

Weiterhin herangezogen wurden Daten aus der Abteilung 5 (Naturschutz) des LLUR. Diese beinhalteten zum einen den digitalisierten Bestand einer zwischen 1961 und 1986 durchgeführten flächendeckenden landesweiten Kartierung (RAABE 1987) sowie weitere Fundortmeldungen aus Schleswig-Holstein, die zwischen 1971 und 2019 datieren. Für die hier betrachteten Makrophytenarten (vgl. 5.2, Tab. 5-3) handelte es sich dabei um rund 8.000 Datensätze.

Übernommen wurden neben dem Artnamen als weitere Parameter das Datum des Fundes (Jahr), der Abundanzwert (nach dem Erfassungsprogramm WINART), Angaben zum Fundort bzw. Biotop oder Biotoptyp, die Koordinate des Fundpunktes (System: Gauß-Krüger), sowie eine Reihe weiterer Angaben, u.a. zur Nummer bzw. dem Quadranten in der Topographischen Karte (TK), zum Landkreis, etc.

10.1.2 Datenauswahl bzw. Datenbereinigung

Insgesamt lagen somit für die definierten 47 Zielarten (vgl. Kap. 5.2, Tab. 5-3) ca. 24.000 Datensätze mit Fundortangaben vor.

Im Zuge des weiteren Vorgehens erfolgte eine Sortierung nach Arten, Abundanzen und Jahreszahlen, sowie darauf folgend eine Klassifizierung sämtlicher Datensätze aller ca. 24.000 Fundpunkte in drei unterschiedlichen Kategorien:

- **Geeignetes Spendergewässer:** alle aktuelleren Funde von 2015 bis 2019 mit Mindestabundanz 4 (KOHLER 1978) oder 5 (WINART, inkl. "H=häufig"). Dazu nach fachgutachterlicher Einschätzung ggf. auch Funde von 2015 bis 2019 mit geringeren Abundanzen oder ohne Häufigkeitsangaben.

- **Bedingt geeignete Spendergewässer:** alle aktuelleren Funde von 2015 bis 2019 mit Abundanz 3 (KOHLER 1978) oder Abundanz 4 (WINART), sowie alle Funde bis einschließlich 2014 mit Mindestabundanz 4 (KOHLER 1978) oder 5 (WINART, inkl. "H=häufig"). Dazu nach fachgutachterlicher Einschätzung ggf. auch aktuellere Funde von 2015 bis 2019 mit geringeren Abundanzen oder ohne Häufigkeitsangaben.
- **Potenziell geeignete Spendergewässer:** Sämtliche übrigen Funde bis einschließlich 2014 mit Abundanzen ≤ 3 (KOHLER 1978) oder ≤ 4 (WINART) oder ohne Häufigkeitsangaben. Zudem aktuellere Funde von 2015 bis 2019 mit Abundanz < 3 (KOHLER 1978) oder Abundanz < 4 (WINART) oder ohne Häufigkeitsangaben. Ausnahmen bilden aus fachgutachterlicher Sicht auf Kategorie 2. bzw. 1. „hochgestufte“ Funde.

Nach der erfolgten dreistufigen Klassifizierung erfolgte eine weitere Reduzierung des Datenbestandes. Zunächst wurden für die einzelnen Arten bei identischen Fundorten (Messstellen) und Jahreszahlen nur die Angaben für die höchste Eignungsklasse übernommen, während alle Angaben aus niedrigeren Eignungsklassen gelöscht wurden, soweit sie nicht ein aktuelleres Datum aufwiesen. Angaben, die sich auf einen identischen Standort bezogen, aber abweichende Koordinaten aufwiesen, wurden hingegen ebenfalls beibehalten.

Um die Zahl der Datensätze maßgeblich weiter zu reduzieren, wurde danach eine Sortierung nach Messstellenummern vorgenommen. Dabei ergab sich für den Großteil der einzelnen Messstellen eine Vielzahl von Datensätzen aus verschiedenen Beprobungsjahren. Hier erfolgte als nächster Schritt im Hinblick auf eine Datenbereinigung für jede Messstelle eine Sortierung nach Abundanzwerten und nach Aktualität, d.h., es wurde pro Messstelle jeweils nur der aktuellste Datensatz und derjenige (diejenigen) mit dem höchsten Abundanzwert beibehalten, sämtliche übrigen Datensätze der Messstelle wurden i.d.R. gelöscht (vgl. dazu Tab. 10-1).

Tab. 10-1: Beispiel für das Vorgehen beim Löschen von Datensätzen am Beispiel des Auftretens von *Chara contraria* an einer Messstelle in verschiedenen Beprobungsjahren

Art	Abundanz (KOHLER 1978)	Jahr	Datensatz löschen?
Chara contraria	2	2019	nein
Chara contraria	2	2016	ja
Chara contraria	2	2013	ja
Chara contraria	3	2010	nein
Chara contraria	5	2007	nein
Chara contraria	4	2004	ja
Chara contraria	3	2001	ja

Das in Tab. 10-1 geschilderte Beispiel für einen Fundort von *Chara contraria* veranschaulicht, dass jeweils der aktuellste (2019) sowie der Jahrgang mit dem höchsten Abundanzwert (2007) beibehalten wurden. Da in diesem Beispiel die Ergebnisse von 2010 hinsichtlich der Abundanzen zwischen dem aktuellsten sowie dem Datensatz mit der höchsten Abundanz vermitteln, wurde ausnahmsweise auch dieser Datensatz beibehalten, da er möglicherweise eine bessere Abschätzung der Populationsentwicklungen am Standort erlaubt.

Weiterhin lagen etwa bei den Daten aus dem Seenmonitoring (2001-2019) pro Messstelle für eine Makrophytenart vielfach Angaben aus mehreren Tiefenstufen vor; hier wurden die Datensätze durch Löschen weiter insofern reduziert, als das bei übereinstimmenden Beprobungsjahren und Abundanzen nur die Angaben aus einer (i.d.R. der obersten) Tiefenstufe für die weitere Auswertung beibehalten wurden.

Direkt übernommen wurden zudem sämtliche Fundortangaben, die sich auf nicht abgesicherte Artangaben beziehen, etwa „cf.“-Arten und Sammelarten (agg.). Diese müssten dann ggf. vor Ort überprüft werden. Eine Auflistung der betroffenen Taxa findet sich in Tab. 10-2.

Tab. 10-2: Auflistung von Taxa, bei denen Datensätze mit ungesicherter Determination auftraten („cf.“-Arten)

Taxon
Chara contraria
Chara globularis
Chara virgata
Chara vulgaris
Nitella flexilis
Nitella opaca
Potamogeton friesii
Potamogeton lucens
Potamogeton x angustifolius
Tolypella glomerata
Stuckenia filiformis (= Potamogeton filiformis)
Utricularia vulgaris

Mit Hilfe der oben geschilderten Vorgehensweise gelang es, den Datenbestand für die im Rahmen des Projektes definierten 47 Zielarten (vgl. 5.2, Tab. 5-3) von ca. 24.000 auf ein gutes Sechstel (3.655 Datensätze) zu reduzieren.

Für jede dieser verbleibenden Angaben erfolgte dann aufgrund der Lage der Fundpunkte zusätzlich eine Zuordnung zu den Herkunftsregionen 1 (schleswig-holsteinische Marsch und Geest), 3 (Östliches Hügelland) und 4 (Ostdeutsches Tiefland), deren Anteile am Gesamtdatenbestand in Tab. 10-3 wiedergegeben sind.

Tab. 10-3: Verteilung der bearbeiteten Fundortdatensätze auf die drei schleswig-holsteinischen Herkunftsregionen

Herkunftsregion	Datensätze	Anteil (%)
1	1224	33,7
3	2401	66,0
4	10	0,3
Σ	3635	100

Anhand der verbliebenen 3.655 Datensätze wurden durch Untergliederung nach Arten, Fundorten und Eignungskategorien (s.o.) Listen von Spendergewässern für verschiedene Hydrophytenarten in Schleswig-Holstein erstellt, die in Kap. 10.2 aufgeführt sind.

10.2 Liste der Spendergewässer in Schleswig-Holstein

Die nach der Bereinigung des Gesamtdatenbestandes noch verbliebenen und im Rahmen des weiteren Vorgehens berücksichtigten 3822 Datensätze ergaben hinsichtlich ihrer Zuordnung zu den in Kap. 10.1.2 definierten Eignungskategorien folgende, in Tab. 10-4 dargestellte Verteilung.

Tab. 10-4: Verteilung der bearbeiteten Fundortdatensätze im Hinblick auf ihre Eignung als Spendergewässer

Eignungskategorie Spendergewässer	Datensätze	Anteil (%)
1 (geeignet)	207	5,7
2 (bedingt geeignet)	901	24,8
3 (potenziell geeignet)	2527	69,5
Σ	3635	100

In Tab. 10-4 zeigt sich, dass durch die bezüglich der Fundortdaten festgelegten Qualitätsanforderungen hinsichtlich Aktualität und Abundanzen nur gut jeder zwanzigste Datensatz als „geeignet“ (Kategorie 1 = 5,7 %) eingestuft werden konnte. Während ein knappes Viertel als „bedingt geeignet“ (Kategorie 2 = 24,8 %) angesehen wurde, erreichte die große Mehrheit der Daten mit 69,5 %-Anteil nur den Status „potenziell geeignet“ (Kategorie 3).

Eine Aufschlüsselung der als „geeignet“ (Kategorie 1) eingestuften Fundortdaten (n=207) nach Arten und Herkunftsregionen zeigt Tab. 10-5.

Tab. 10-5: Auflistung aller im Rahmen der Auswertung als „geeignet“ (Kategorie 1, n=207) eingestuften Fundortangaben, unterteilt nach Hydrophytenarten (Taxon) und Herkunftsregionen (HK)

Taxon	HK	geeignete Spendergewässer (Kategorie 1)
<i>Chara aspera</i>	1	-
<i>Chara aspera</i>	3	Schluensee, Selenter See
<i>Chara contraria</i>	1	-
<i>Chara contraria</i>	3	Ahrensee, Behler See, Dieksee, Dobersdorfer See, Gr. Binnensee, Gr. Plöner See, Gr. Pönitzer See, Gr. Ratzeburger See, Gr. Segeberger See, Hemmelsdorfer See, Lanker See, Schluensee, Schöhsee, Selenter See, Suhrer See, Westensee, Wittensee
<i>Chara globularis</i>	1	Owslager See
<i>Chara globularis</i>	3	Dobersdorfer See, Grebiner See, Gr. Pönitzer See, Gr. Ratzeburger See, Itzstedter See, Kellerssee, Langsee Kosel, Lankauer See, Schlunensee, Schöhsee, Selenter See, Stocksee, Suhrer See, Wittensee
<i>Chara subspinosa</i> (= <i>C. rudis</i>)	1	-
<i>Chara subspinosa</i> (= <i>C. rudis</i>)	3	Lankauer See
<i>Chara virgata</i>	1	-
<i>Chara virgata</i>	3	Einfeld See, Langsee Kosel, Middelburger See, Stocksee, Suhrer See
<i>Chara vulgaris</i>	1	Owslager See
<i>Chara vulgaris</i>	3	-
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	-
<i>Fontinalis antipyretica</i>	3	Dobersdorfer See, Lanker See, Middelburger See, Mittlere Trave
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1	-
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	Goosseewiesen, Oldenburger Graben, 2 Teiche (RD, OH)
<i>Isoetes lacustris</i>	1	-
<i>Isoetes lacustris</i>	3	Garrensee
<i>Littorella uniflora</i>	1	-
<i>Littorella uniflora</i>	3	Bültsee, Garrensee, Ihlsee
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1	-
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	3	Bültsee, Einfeld See, Ihlsee, Langsee Kosel
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1	-
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	3	2 Funde Krs. OH (Teich und weiteres Gewässer)
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	1	-
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	3	Schluensee, Suhrer See
<i>Nitella flexilis</i>	1	-
<i>Nitella flexilis</i>	3	Blankensee, Ihlsee, Selenter See (cf.)

Taxon	HK	geeignete Spendergewässer (Kategorie 1)
Nitella translucens	1	-
Nitella translucens	3	Ihlsee
Nitelopsis obtusa	1	-
Nitelopsis obtusa	3	Behler See, Gr. Plöner See, Gr. Pönitzer See, Gr. Ratzeburger See, Mittelburger See, Schluensee, Schöhsee, Selenter See, Stocksee, Suhrer See, Wittensee
Peplis portula	1	6 Fundorte Amrum (Krs. NF)
Peplis portula	3	1 Fund Kreis RD (Viehtränke)
Potamogeton compressus	1	Jelstrom (ar_10)
Potamogeton compressus	3	-
Potamogeton friesii	1	-
Potamogeton friesii	3	Gr. Plöner See, Gr. Segeberger See, Lanker See, Suhrer See
Potamogeton lucens	1	Ostenau (ar_06), Stromschlauch (bo_14), Treene (tr_27)
Potamogeton lucens	3	Dobersdorfer See, Trave (otr_07), Wakenitz (utr_20_a)
Potamogeton natans	1	Alte Au (vi_01), Süderau (vi_02_b), Arlau (ar_02, ar_07), Ostenau (ar_05), Jerrisbek (tr_08_e), Rheider Au (tr_21), Stör (ost_05_f)
Potamogeton natans	3	Kronsbek (ec_07_b)
Potamogeton natans	4	Delvenau (elk_06_b)
Potamogeton polygonifolius	1	Amrum (NF)
Potamogeton polygonifolius	3	-
Potamogeton praelongus	1	-
Potamogeton praelongus	3	Tresdorfer See
Potamogeton rutilus	1	-
Potamogeton rutilus	3	Suhrer See
Potamogeton x nitens	1	-
Potamogeton x nitens	3	Suhrer See
Ranunculus peltatus	1	Bendorfer Bach (nok_07)
Ranunculus peltatus	3	-
Ranunculus trichophyllus	1	Baggersee Viöl (NF), Graben bei Galmsbüll (NF)
Ranunculus trichophyllus	3	-
Stratiotes aloides	1	-
Stratiotes aloides	3	Weiherr b. Tökendorf (PLÖ), Gewässer Lübeck (HL)

In Tab. 10-5 zeigt sich, dass für 28 der insgesamt 47 definierten Makrophyten-Zielarten (vgl. Kap. 5.3) in Schleswig-Holstein aktuell geeignete Spendergewässer zumindest für je eine der beiden Haupt-Herkunftsregionen (HK 1 und H3) zur Verfügung stehen.

Unter Berücksichtigung der 207 in die Kategorie 1 eingestuften Fundortangaben kristallisieren sich danach als vermutlich „geeignete Spendergewässer“ die folgenden, in Tab. 10-6 aufgelisteten Seen und Fließgewässer heraus.

Tab. 10-6: Auflistung der im Rahmen der Auswertung als „geeignet“ (Kategorie 1, n=207) eingestuften Spendergewässer (hier: Seen, Fließgewässer) im Hinblick auf die zu erwartenden Makrophytenarten (ohne Angabe von Kleingewässern, Gräben, o.ä.) unter Angabe von Herkunftsregion (HK) und Artenzahl (AZ)

HK	geeignete Spendergewässer	AZ	Taxa / Arten
1	Ostenau (ar_05, ar_06)	2	Potamogeton natans, Potamogeton lucens
1	Owschlager See	2	Chara globularis, Chara vulgaris
1	Alte Au (vi_01)	1	Potamogeton natans
1	Arlau (ar_02, ar_07)	1	Potamogeton natans
1	Bendorfer Bach (nok_07)	1	Ranunculus peltatus
1	Itzstedter See	1	Chara globularis
1	Jelstrom (ar_10)	1	Potamogeton compressus
1	Jerrisbek (tr_08_e)	1	Potamogeton natans
1	Rheider Au UL (tr_21)	1	Potamogeton natans
1	Stör (ost_05_c)	1	Potamogeton natans
1	Stromschlauch (bo_14)	1	Potamogeton lucens
1	Süderau und NG (vi_02_b)	1	Potamogeton natans
1	Treene (tr_27)	1	Potamogeton lucens
3	Suhrer See	8	Chara contraria, Chara globularis, Chara virgata, Najas marina ssp. intermedia, Nitellopsis obtusa, Potamogeton friesii, P. lucens, P. x nitens
3	Schluensee	5	Chara aspera, Ch. contraria, Ch. globularis, Najas marina ssp. intermedia, Nitellopsis obtusa
3	Selenter See	5	Chara aspera, Ch. contraria, Ch. globularis, Nitella cf. flexilis, Nitellopsis obtusa
3	Dobersdorfer See	4	Chara contraria, Ch. globularis, Fontinalis antipyretica, Potamogeton lucens
3	Ihlsee	4	Littorella uniflora, Myriophyllum alterniflorum, Nitella flexilis, N. translucens
3	Gr. Plöner See	3	Chara contraria, Nitellopsis obtusa, Potamogeton friesii
3	Gr. Pönitzer See	3	Chara contraria, Chara globularis, Nitellopsis obtusa
3	Gr. Ratzeburger See	3	Chara contraria, Chara globularis, Nitellopsis obtusa
3	Langsee, Kosel	3	Chara globularis, Chara virgata, Myriophyllum alterniflorum
3	Lankauer See	3	Chara contraria, Chara globularis, Chara subspinosa
3	Lanker See	3	Chara contraria, Chara globularis, Potamogeton friesii
3	Middelburger See	3	Chara virgata, Fontinalis antipyretica, Nitellopsis obtusa
3	Schöhsee	3	Chara contraria, Chara globularis, Nitellopsis obtusa
3	Stocksee	3	Chara globularis, Chara virgata, Nitellopsis obtusa
3	Wittensee	3	Chara contraria, Chara globularis, Nitellopsis obtusa
3	Behler See	2	Chara contraria, Nitellopsis obtusa
3	Bültsee	2	Littorella uniflora, Myriophyllum alterniflorum
3	Einfelder See	2	Chara virgata, Myriophyllum alterniflorum
3	Garrensee	2	Isoetes lacustris, Littorella uniflora
3	Gr. Segeberger See	2	Chara contraria, Potamogeton friesii
3	Ahrensee	1	Chara contraria
3	Blankensee	1	Nitella flexilis
3	Dieksee	1	Chara contraria
3	Grebner See	1	Chara globularis
3	Großer Binnensee	1	Chara contraria
3	Hemmelsdorfer See	1	Chara contraria
3	Kellersee	1	Chara globularis
3	Kronsbek (ec_07_b)	1	Potamogeton natans
3	Mittlere Trave (otr_15_c)	1	Fontinalis antipyretica
3	Oldenburger Graben (og_13_a)	1	Hydrocharis morsus-ranae
3	Trave (otr_07)	1	Potamogeton lucens
3	Tresdorfer See	1	Potamogeton praelongus
3	Wakenitz (utr_20_a)	1	Potamogeton lucens
3	Westensee	1	Chara contraria
4	Obere Delvenau (elk_06_b)	1	Potamogeton natans

Für die atlantische Herkunftsregion 1 bieten die Ostenau und der Owschlager See Spenderpopulationen für je zwei Arten, ansonsten weisen die übrigen Gewässer jeweils nur eine in Frage kommende Makrophytenart auf.

In Herkunftsregion 3 wird die Liste der möglichen Spendergewässer von mehreren Seen mit jeweils einer ganzen Reihe von Arten angeführt, darunter der Suhrer See (8 Arten), Schluensee und Selenter See (je 5 Arten) sowie Dobersdorfer See und Ihsee (je 4 Arten).

Abschließend wird in Tab. 10-7 eine Übersicht gegeben mit der Verteilung der Funde aller Zielarten (vgl. Kap. 5.3) auf die Herkunftsregionen (HK1, HK3, HK4) unter Berücksichtigung ihrer Einstufungen in eine der drei definierten Eignungskategorien (vgl. 10.1.2).

Tab. 10-7: Auflistung der Fundortangaben der berücksichtigten Makrophyten-Zielarten mit Angabe der Herkunftsregionen (HK) sowie der Einstufungen in eine der drei Eignungskategorien (1, 2, 3)

Taxon	HK	Eignungskategorien		
		1	2	3
Chara aspera	1	-	-	-
Chara aspera	3	9	33	35
Chara contraria	1	-	1	1
Chara contraria	3	49	97	149
Chara globularis	1	2	2	4
Chara globularis	3	31	75	239
Chara hispida	1	-	-	-
Chara hispida	3	-	-	-
Chara subspinosa (= C. rudis)	1	-	-	-
Chara subspinosa (= C. rudis)	3	4	2	3
Chara virgata	1	-	-	-
Chara virgata	3	7	23	55
Chara vulgaris	1	1	-	1
Chara vulgaris	3	-	-	25
Elatine hydropiper	1	-	2	5
Elatine hydropiper	3	-	-	16
Fontinalis antipyretica	1	-	2	27
Fontinalis antipyretica	3	4	15	68
Hydrocharis morsus-ranae	1	-	35	166
Hydrocharis morsus-ranae	3	5	25	95
Isoetes lacustris	1	-	-	2
Isoetes lacustris	3	1	1	10
Juncus bulbosus	1	2	12	137
Juncus bulbosus	3	-	-	11
Juncus bulbosus	4	-	-	1
Littorella uniflora	1	-	20	5
Littorella uniflora	3	5	26	20
Lobelia dortmanna	1	-	-	-
Lobelia dortmanna	3	-	-	9
Luronium natans	1	-	-	-
Luronium natans	3	-	-	6
Myriophyllum alterniflorum	1	-	3	10
Myriophyllum alterniflorum	3	11	11	21
Myriophyllum verticillatum	1	-	5	6
Myriophyllum verticillatum	3	2	1	5
Najas marina agg.	1	-	-	-
Najas marina agg.	3	-	4	15
Najas marina ssp. intermedia	1	-	-	-
Najas marina ssp. intermedia	3	2	11	20
Najas marina ssp. marina	1	-	-	-

Taxon	HK	Eignungskategorien		
		1	2	3
<i>Najas marina</i> ssp. <i>marina</i>	3	-	3	8
<i>Nitella capillaris</i>	1	-	-	-
<i>Nitella capillaris</i>	3	-	-	-
<i>Nitella flexilis</i>	1	-	1	9
<i>Nitella flexilis</i>	3	3	7	30
<i>Nitella gracilis</i>	1	-	-	-
<i>Nitella gracilis</i>	3	-	-	-
<i>Nitella mucronata</i>	1	-	-	-
<i>Nitella mucronata</i>	3	-	1	3
<i>Nitella opaca</i>	1	-	-	1
<i>Nitella opaca</i>	3	-	1	2
<i>Nitella translucens</i>	1	-	-	-
<i>Nitella translucens</i>	3	1	1	4
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1	-	-	-
<i>Nitellopsis obtusa</i>	3	24	45	73
<i>Peplis portula</i>	1	6	28	36
<i>Peplis portula</i>	3	1	5	7
<i>Pilularia globulifera</i>	1	-	-	-
<i>Pilularia globulifera</i>	3	-	6	3
<i>Potamogeton alpinus</i>	1	-	7	34
<i>Potamogeton alpinus</i>	3	-	3	3
<i>Potamogeton compressus</i>	1	1	2	8
<i>Potamogeton compressus</i>	3	-	1	5
<i>Potamogeton friesii</i>	1	-	2	3
<i>Potamogeton friesii</i>	3	6	34	207
<i>Potamogeton gramineus</i>	1	-	-	1
<i>Potamogeton gramineus</i>	3	-	3	28
<i>Potamogeton lucens</i>	1	3	4	22
<i>Potamogeton lucens</i>	3	4	19	58
<i>Potamogeton natans</i>	1	8	57	194
<i>Potamogeton natans</i>	3	1	101	187
<i>Potamogeton natans</i>	4	1	-	6
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	1	1	23	71
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	3	-	7	17
<i>Potamogeton praelongus</i>	1	-	-	-
<i>Potamogeton praelongus</i>	3	1	1	6
<i>Potamogeton rutilus</i>	1	-	-	-
<i>Potamogeton rutilus</i>	3	3	3	6
<i>Potamogeton trichoides</i>	1	-	8	20
<i>Potamogeton trichoides</i>	3	-	5	25
<i>Potamogeton x angustifolius</i>	1	-	-	-
<i>Potamogeton x angustifolius</i>	3	-	-	1
<i>Potamogeton x nitens</i>	1	-	-	-
<i>Potamogeton x nitens</i>	3	2	5	24
<i>Ranunculus peltatus</i>	1	1	31	73
<i>Ranunculus peltatus</i>	3	-	4	8
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	1	2	-	11
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	3	-	-	10
<i>Riccia fluitans</i>	1	-	-	10
<i>Riccia fluitans</i>	3	-	-	2
<i>Stratiotes aloides</i>	1	-	32	55

Taxon	HK	Eignungskategorien		
		1	2	3
<i>Stratiotes aloides</i>	3	3	35	29
<i>Stuckenia (Pot.) filiformis</i>	1	-	2	4
<i>Stuckenia (Pot.) filiformis</i>	3	-	3	28
<i>Tolypella glomerata</i>	1	-	-	-
<i>Tolypella glomerata</i>	3	-	2	7
<i>Utricularia australis</i>	1	-	-	-
<i>Utricularia australis</i>	3	-	3	5
<i>Utricularia vulgaris</i>	1	-	-	-
<i>Utricularia vulgaris</i>	3	-	-	16
Σ Datensätze		207	901	2527

Die vollständige Liste mit allen berücksichtigten 3822 Fundortdatensätzen findet sich im Anhang (Tab. A 2: Fundortdaten_Spendergewässer.xls).

11 Verdeutlichung der Vorgehensweise anhand eines Sees in Schleswig-Holstein: Dieksee

11.1 Allgemeine Angaben und vorliegende Untersuchungen

11.1.1 Allgemeine Angaben

Umfangreiche Daten zum Dieksee finden sich in den Umweltdaten des Landes-Schleswig-Holstein (LLUR 2020). Der Dieksee liegt im Kreis Ostholstein zwischen Eutin und Plön (TK25 – 1828/1829). Er besitzt eine Größe von 3,75 km², eine mittlere Tiefe von 14,3 m und eine max. Tiefe von 37,7 m. Die Gesamtlänge der Uferlinie beträgt 12,59 km.

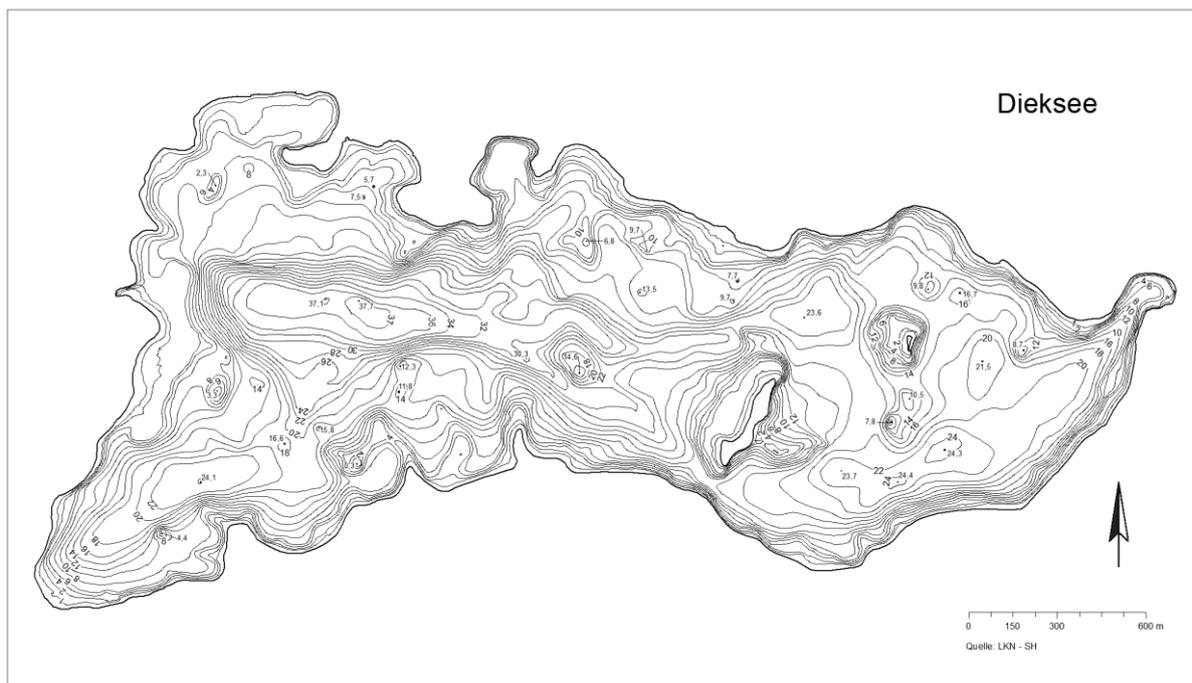


Abb. 11-1: Tiefenkarte des Dieksees (LLUR 2020)

Die Ufer sind, besonders im Süden des Sees, von Wald geprägt, daneben finden sich größere Siedlungsbereiche, so von Malente im Osten, Niederkleveez im Südwesten und Timmdorf im Nordwesten. Am mittleren Nordufer grenzen zudem überwiegend als Grünland genutzte landwirtschaftliche Flächen an. Entlang des gesamten Nordufers verläuft in wechselndem Abstand zum See die Bahnstrecke Kiel-Lübeck. Der Dieksee ist Teil des FFH-Gebiets Nr. 1828-392 „Seen des mittleren Schwentinegebiets und Umgebung“, er wird von der Schwentine durchflossen, die vom Kellersee kommend im Osten bei Malente einmündet und etwa auf gleicher Höhe am gegenüberliegenden mittleren Westufer südlich von Timmdorf den Dieksee über den Langensee (Ostteil des Behler Sees) wieder verlässt. Der Dieksee ist als FFH-LRT 3140 „Oligobis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae) eingestuft. Makrophyten-FFH-Anhang II/IV-Arten sind nicht gemeldet.

11.1.2 Nutzungen

Im Dieksee gibt es die folgenden Nutzungen: Fahrgastschiffahrt, Berufsfischerei und Wassersport (Segeln, Baden).

11.1.3 Limnologie

Der Dieksee ist als natürlicher, kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet (VQ 1,5-15 m, Typ 10.1) eingestuft (LLUR 2020). Die Trophie hat sich von eutroph 1 (2002 und 2008) auf mesotroph 2 (2014 und 2017) verbessert, s. Tab. 11-1.

Tab. 11-1: Dieksee, limnologische Daten

Jahr	Chl a Saison	Sichttiefe Saison	TP Saison	TP Frühjahr	Trophie Index	Trophie-Klasse
2002	10,28	2,5	36,6	102	2,73	eutroph 1
2008	11,18	2,95	47,2	82	2,71	eutroph 1
2014	7,35	3,24	34,2	70	2,45	mesotroph 2
2017	9,84	5,32	44,4	91	2,47	mesotroph 2

Als „Umweltziel Ökologie“ ist ein guter ökologischer Zustand formuliert (LLUR 2020). Im 2. Bewirtschaftungszyklus gemäß EG-WRRL ist der ökologische Zustand und die Bewertung der Makrophyten mit unbefriedigend (4) eingestuft, s. Abb. 11-1.

Bewertung des Gewässerzustandes für den 2. Bewirtschaftungszeitraum gem. EG-WRRL					
ökologischer Zustand			chemischer Zustand		
sehr gut (1)	gut (2)	mäßig (3)	gut (1,2)	schlecht (3,4)	nicht bewertet (nb)
unbefriedigend (4)	schlecht (5)	nicht bewertet (nb)			
Ökologischer Zustand		4	Chemischer Zustand		3
Phytoplankton	3	Morphologie	Chemischer Zustand ohne Quecksilber		
Makrophyten / Phytobenthos	4	Wasserhaushalt	Chemischer Zustand Nitrat		2
Benthische Wirbellose	nb	allg. chem-phys. Parameter	Pestizide		nb
Fische	2	Spez. synth./nicht synth. Schadstoffe			

Abb. 11-1: Bewertung des Gewässerzustandes des Dieksees für den 2. Bewirtschaftungszyklus gemäß EG-WRRL (LLUR 2020)

Der Dieksee überschreitet die Phosphor-Orientierungswerte durch erhebliche diffuse P-Einträge (> 50% des gesamten Phosphor Eintrages aus dem Einzugsgebiet, LLUR 2020).

Als Belastungen werden diffuse Quellen aufgeführt (landwirtschaftliche Aktivitäten, Deposition). Das LLUR führt Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft (OW) auf.

11.1.4 Sediment

DADI et al. (2019) haben umfangreiche chemisch-physikalische Untersuchungen an fünf Stellen des Dieksees durchgeführt. Die Gesamt-Phosphor-Gehalte lagen unter 500 mg/kg und erfüllen somit die Mindestanforderungen für die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten (s. Kap. 6.2).

11.1.5 Makrophyten

11.1.5.1 lebende Pflanzen/aktuelle Vegetation

Über die Gewässervegetation des Dieksees liegen Arbeiten von aus den Jahren 2008, 2011, 2014, 2017 und 2020 vor (STUHR, VAN DE WEYER et al. 2020). Zudem ältere Vegetationsdaten aus dem Jahr 2002 (KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE 2002).

Einen Vergleich des aktuellen Arteninventars der aquatischen Vegetation des Dieksees mit den Ergebnissen der Untersuchungen von 2014, 2011 und 2008 sowie den älteren Daten von 2002 zeigen die Tab. 11-2 und Tab. 11-3. Die Artenzahlen der aquatischen Makrophyten schwankten zwischen 2002 und 2017 zwischen 12 und 13 Arten, im Jahr 2020 lag die Artenzahl bei 14. Die Artenzahl der Armeleuchteralgen lag in allen Jahren bei 2-3 Arten. Die Mittlere Untere Makrophyten-Tiefengrenze stieg von 1,8 m im Jahr 1980 auf Werte von 3,0-3,6 m in den Jahren 2002-2017 an und lag im Jahr 2020 bei 4,9 m.

Tab. 11-2: Vergleich des im Zuge von fünf Untersuchungen 2020, 2017, 2014, 2011, 2008 und 2002 ermittelten Tauchblattarteninventars des Dieksees (STUHR, VAN DE WEYER et al. 2020)

Art	2020 (n=8)	2017 (n=8)	2014 (n=8)	2011 (n=8)	2008 (n=8)	2002 (n=8)
<i>Chara aspera</i> (RL 3)	-	-	1 (13)	-	-	-
<i>Chara contraria</i> (RL 3)	3 (38)	4 (50)	5 (63)	1 (13)	5 (63)	-
<i>Chara globularis</i>	4 (50)	4 (50)	1 (13)	4 (50)	4* (50)	7 (88)
<i>Chara vulgaris</i>	-	-	-	-	-	1 (13)
<i>Nitellopsis obtusa</i> (RL 3)	3 (38)	1 (13)	-	-	-	-
<i>Vaucheria spec.</i>	2 (25)	1 (13)	-	-	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1 (13)	-	1 (13)	2 (25)	1 (13)	2 (25)
<i>Eleocharis acicularis</i> (RL 2)	-	-	-	1 (13)	-	-
<i>Elodea canadensis</i>	7 (88)	7 (88)	5 (63)	6 (75)	6 (75)	5 (63)
<i>Lemna trisulca</i>	2 (25)	1 (13)	-	-	-	-
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3 (38)	1 (13)	2 (25)	4 (50)	5 (63)	4 (50)
<i>Potamogeton crispus</i>	-	-	-	1 (13)	-	1 (13)
<i>Potamogeton friesii</i>	5 (63)	3 (38)	1 (13)	2 (25)	-	7 (88)
<i>Potamogeton x nitens</i> (RL 1)	-	-	-	-	3 (38)	2 (25)
<i>Potamogeton pectinatus</i>	4 (50)	2 (25)	7 (88)	7 (88)	7 (88)	8 (100)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	6 (75)	6 (75)	6 (75)	7 (88)	7 (88)	6 (75)
<i>Potamogeton pusillus</i>	1 (13)	2 (25)	1 (13)	1 (13)	3 (38)	8 (100)
<i>Ranunculus circinatus</i>	7 (88)	7 (88)	7 (88)	6 (75)	8 (100)	8 (100)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (submers)	-	-	-	-	1 (13)	-
<i>Sparganium erectum</i> (sub- mers)	-	-	1 (13)	-	-	-
<i>Zannichellia palustris</i>	3 (38)	-	2 (25)	2 (25)	4 (50)	7 (88)
Gesamtartenzahl	14	12	13	13	12	13

* = (inkl. Σ Chara globularis + Chara cf. virgata)

Der in Klammern aufgeführte Wert gibt die Stetigkeit der Art auf ganze Prozentwerte gerundet bezogen auf 8 Monitoringstellen an.

Tab. 11-3: Vergleich der maximalen und durchschnittlichen Unteren Makrophyten-Tiefengrenzen (m) (sowie der Durchschnittswerte für Artenanzahl Submersvegetation, der Deckung und Abundanzsummen der Armeleuchteralgen, Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) und Modul Makrophyten (MMP) der 2020, 2017, 2014, 2011, 2008 und 2002 erfolgten Kartierungen von acht Monitoringstellen für Makrophyten im Dieksee (Transekte 1-8). Mit angegeben sind Ergebnisse einer Untersuchung von 1980 (GRUBE 1980).

Dieksee: Vergleich Transekt 1-8	2020 (n=8)	2017 (n=8)	2014 (n=8)	2011 (n=8)	2008 (n=8)	2002 (n=8)	1980
Ø-Artenanzahl Submersvegetation	6,4	4,9	5,1	5,5	6,8	8,3	k.A.
Ø-Deckungswert Armeleuchteralgen (%)	7	9	26	1	k.A.	k.A.	k.A.
Abundanzsumme Armeleuchteralgen*	54	35	46	17	44	k.A.	k.A.
max. Untere Makrophyten-Tiefengrenze (m)	7,2	5,3	4,1	4,1	4,2	3,8	3,4
Ø- Untere Makrophyten-Tiefengrenze (m)	4,95	3,4	3,2	3,6	3,4	3,0	1,8

Werte gerundet, * = Summe der Abundanzen der Characeen in allen Tiefenstufen (n. KOHLER 1978)

11.1.5.2 Diasporen

HOLZHAUSEN (2019) konnte im Dieksee nur wenige intakte Oosporen nachweisen, überwiegend waren keine Oosporen vorhanden. Aus dem Sediment des Dieksees keimten keinerlei Characeen während der viermonatigen Experimentierphase aus. Zwei Exemplare mit typischen Früchten von *Zanichellia palustris* keimten aus den Sedimenten des Dieksees aus.

HOLZHAUSEN (2019) führte auch eine Beimpfung der Sedimente des Dieksees in Kultur mit ortsfremden Oosporen- sowie Pflanzenmaterial durch. HOLZHAUSEN (2019) führt hierzu aus: "Im Gegensatz zur Beimpfung mit Oosporen, bei der keinerlei Keimung induziert werden konnte, zeigte die Transplantation von *Chara hispida*, *Chara virgata* und *Chara vulgaris* auf das Sedimente des Dieksees einen positiven Verlauf über die zweimonatige Versuchsdauer. In allen Mesokosmen konnte ein „Anwachsen“ der transplantierten Characeen durch Längenwachstum, Ausbildung weiterer Segmente, neuer Triebe und zahlreicher Seitenäste beobachtet werden. Obwohl die Transplantation ortsfremden Materials die Gefahr des Eintrages von für den See nicht endemischer Mikroben bietet, wird die Methode auf Grundlage der erhobenen Ergebnisse als positiv bewertet und als Möglichkeit der Re-Etablierung von Characeen in Gewässer ohne internes Potenzial betrachtet."

11.2 Anlass/Zielsetzung

Als „Umweltziel Ökologie“ ist ein guter ökologischer Zustand formuliert (LLUR 2020). Im 2. Bewirtschaftungszyklus gemäß EG-WRRL ist der ökologische Zustand und die Bewertung der Makrophyten mit unbefriedigend (4) eingestuft, s. Kap. 11.1.1. Der Erfolg kann mit dem Verfahren von SCHAUMBURG et al. (2014) beurteilt werden.

Aufgrund der vorhandenen Nutzungen sind Nutzungskonflikte mit höherwüchsigen Makrophyten möglich. Dies sollte in den Zielsetzungen berücksichtigt werden.

11.3 Auswahl Arten

Die Zielarten für den Gewässertyp 10.1 gemäß EG-WRRL sind gemäß Kap. 5.2 und 11.2 in Tab. 11-2 dargestellt.

Tab. 11-2: Makrophyten-Zielarten für den Dieksee

	mineralische Böden	Mudden	HK 3	Eignung (Ökologie)	WRRL: TKg 10	FFH-LRT 3140	Nutzungskonflikte
<i>Chara aspera</i>	Min		x	0	A	1	1
<i>Chara contraria</i>	Min	Mud	x	2	A	1	1
<i>Chara globularis</i>	Min	Mud	x	2	A/B	1	1
<i>Chara hispida</i>	Min		x	2	A	1	1
<i>Chara subspinoso</i>	Min		x	2	A	1	1
<i>Chara virgata</i>	Min		x	2	A/B	1	1
<i>Chara vulgaris</i>	Min	Mud	x	1	A/B	1	1
<i>Elatine hydropiper</i>	Min	Mud	x	1	A		1
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Min	Mud	x	2	A/B		1
<i>Littorella uniflora</i>	Min		x	1	A		1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Min		x	2	A		
<i>Myriophyllum verticillatum</i>		Mud	x	2	A/B		
<i>Najas marina</i>	Min	Mud	x	2	A/B	1	
<i>Nitella capillaris</i>	Min		x	0	A	1	1
<i>Nitella flexilis</i>	Min		x	1	A/B	1	1
<i>Nitella mucronata</i>	Min	Mud	x	1	A/B	1	1
<i>Nitella opaca</i>	Min		x	1	A	1	1
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Min	Mud	x	2	A/B	1	1
<i>Peplis portula</i>	Min	Mud	x	1	A		
<i>Potamogeton alpinus</i>	Min	Mud	x	2	A		
<i>Potamogeton compressus</i>		Mud	x	1	A		
<i>Potamogeton friesii</i>		Mud	x	1	A/B		
<i>Potamogeton gramineus</i>	Min		x	1	A	1	1
<i>Potamogeton lucens</i>		Mud	x	2	A/B		
<i>Potamogeton natans</i>	Min	Mud	x	2	A		
<i>Potamogeton praelongus</i>		Mud	x	1	A	1	
<i>Potamogeton rutilus</i>	Min		x	0	A	1	
<i>Potamogeton trichoides</i>	Min	Mud	x	1	A/B	1	
<i>Potamogeton x angustifolius</i>		Mud	x	1	A	1	
<i>Potamogeton x nitens</i>	Min		x	2	A	1	1
<i>Ranunculus peltatus</i>		Mud	x	1	A/B		
<i>Riccia fluitans</i>	Min	Mud	x	1	A		
<i>Stratiotes aloides</i>	Min	Mud	x	2	A	1	
<i>Stuckenia (Pot.) filiformis</i>	Min		x	1	A	1	
<i>Tolypella glomerata</i>	Min		x	0	A	1	1
<i>Utricularia australis</i>	Min	Mud	x	0	A/B		
<i>Utricularia vulgaris</i>	Min	Mud	x	0	A/B		

Min: mineralische Böden, Mud: Mudden

Herkunfts-/Ursprungsgebiete: HK1=Marsch+Geest/Atlantische Region, HK3=Östl. Hügelland/Kontinentale Region
Eignung (Ökologie): Summe/Erfolgsaussichten für Wiederansiedlungen: 0 = gering, 1 = mittel, 2 = hoch
WRRL: A = Referenzart, B = indifferente Art, FFH: 1 = lebensraumtypische Art
Nutzungskonflikte: 1 = geeignete Arten/geringe Konflikte (untergetauchte Arten mit geringe Wuchshöhe)
Fischhabitat: 1 = geeignet als Fischhabitat

geeignet

ungeeignet

Da höherwüchsige Arten mit den vorhandenen Nutzungen Probleme bereiten können, wurden die höherwüchsigen Zielarten gestrichen. Außerdem wurden nur Arten berücksichtigt, denen aufgrund ihrer populationsbiologischen und ökologischen Eigenschaften eine mittlere bzw. hohe Erfolgsaussicht für die Ansiedlung zugewiesen wurde (s. Kap. 5.2). Die reduzierte Liste der für Ansiedlungen geeigneten Makrophyten-Zielarten für den Dieksee findet sich in Tab. 11-3.

Tab. 11-3: Liste der für Ansiedlungen geeigneten Makrophyten-Arten für den Dieksee unter Berücksichtigung der Nutzungen

	mineralische Böden	Mudden	HK 3	Eignung (Ökologie)	WRRL: TKg 10	FFH-LRT 3140	Nutzungskonflikte
<i>Chara contraria</i>	Min	Mud	x	2	A	1	1
<i>Chara globularis</i>	Min	Mud	x	2	A/B	1	1
<i>Chara hispida</i>	Min		x	2	A	1	1
<i>Chara subspinoso</i>	Min		x	2	A	1	1
<i>Chara virgata</i>	Min		x	2	A/B	1	1
<i>Chara vulgaris</i>	Min	Mud	x	1	A/B	1	1
<i>Elatine hydropiper</i>	Min	Mud	x	1	A		1
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Min	Mud	x	2	A/B		1
<i>Littorella uniflora</i>	Min		x	1	A		1
<i>Nitella flexilis</i>	Min		x	1	A/B	1	1
<i>Nitella mucronata</i>	Min	Mud	x	1	A/B	1	1
<i>Nitella opaca</i>	Min		x	1	A	1	1
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Min	Mud	x	2	A/B	1	1
<i>Potamogeton gramineus</i>	Min		x	1	A	1	1
<i>Potamogeton x nitens</i>	Min		x	2	A	1	1

Min: mineralische Böden, Mud: Mudden

Herkunfts-/Ursprungsgebiete: HK1=Marsch+Geest/Atlantische Region, HK3=Östl. Hügelland/Kontinentale Region

Eignung (Ökologie): Summe/Erfolgsaussichten für Wiederansiedlungen: 0 = gering, 1 = mittel, 2 = hoch

WRRL: A = Referenzart, B = indifferente Art, FFH: 1 = lebensraumtypische Art

Nutzungskonflikte: 1 = geeignete Arten/geringe Konflikte (untergetauchte Arten mit geringe Wuchshöhe)

Fischhabitat: 1 = geeignet als Fischhabitat

geeignet

11.4 Abiotische und biotische Rahmenbedingungen

Tab. 11-4 zeigt für den Dieksee eine Übersicht der vorliegenden abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen, deren Mindestanforderungen, die Zielerreichung der Mindestanforderungen und den weiteren Untersuchungsbedarf (s.a. Tab. 4-1, Kap. 4). Während bei der Trophie die Mindestanforderungen (mesotroph2/eutroph1) erfüllt sind, trifft dies nicht für die Epiphyten zu. Es wird empfohlen, Exclosure-Versuche durchzuführen, um abzuschätzen, welchen Einfluss Nährstoffe und Fische haben (s. Kap. 6.4). Zu den Korngrößen liegen Angaben zu kleineren Teilflächen von DADI et al. (2019) vor, es fehlt aber bisher eine flächendeckende Untersuchung. Bei den Parametern Gesamt-Phosphor-Gehalt im Sediment und Wasserstandsschwankungen werden die Mindestanforderungen erfüllt. Daten zur Herbivorie liegen nicht vor. Hierzu wird eine Kombination von Gelände-Erhebungen (gering/mittel/stark) und Exclosure-Versuchen empfohlen. Daten zur Benthivorie liegen vor (STUHR et al. 2020); hier werden die Mindestanforderungen erfüllt. Für die Makrophyten liegen zwar Daten aus Transekten vor (STUHR et al. 2020), es fehlt aber eine flächendeckende Kartierung.

Tab. 11-4: Dieksee: Übersicht der abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen, deren Mindestanforderungen, die Zielerreichung der Mindestanforderungen und weiterer Untersuchungsbedarf

Parameter	Mindestanforderung	Datengrundlagen	Mindestanforderung erreicht	weitere Schritte
Gewässertyp		liegen vor		
Trophie	mestroph2/eutroph1	liegen vor	ja	
Epiphyten	gering	liegen vor (Stuhr et al. 2020)	nein	Exclosure-Versuche
Sediment: Korngröße	Sand, Kies, Torf, Kalk (maximal geringer organischer Anteil bzw. geringe Sedimentauflage)	Teilflächen (Dadi et al. 2019)	?	flächendeckende Untersuchung nach LAWA (2015)
Sediment: Gesamt-Phosphor (mg/kg)	< 500	5 Proben (Dadi et al. 2019)	ja	
Wasserstandsschwankungen	gering		ja	
Herbivorie	gering	fehlt	?	Kombination von Gelände-Erhebungen (gering/mittel/stark) und Exclosure-Versuchen
Benthivorie	gering	liegen vor (Stuhr et al. 2020)	ja	
Konkurrierende Makrophyten	geringe Vegetationsbedeckung	flächendeckende Kartierung fehlt		
<div style="display: flex; justify-content: space-between; padding: 0;"> <div style="background-color: #00b050; color: white; padding: 2px 5px;">vorhanden/erreicht</div> <div style="background-color: #ffff00; padding: 2px 5px;">? unklar</div> <div style="background-color: #ff0000; color: white; padding: 2px 5px;">fehlend/nicht erreicht</div> </div>				

Abb. 11-3 zeigt den Stand des Verlaufschemas der Ansiedlung mit aquatischen Makrophyten für den Dieksee. Der Anlass und die Zielsetzungen sind formuliert, die Frage, ob die Mindestanforderungen für die abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen erfüllt sind, kann noch nicht beantwortet werden. Hierzu sind weitere Untersuchungen erforderlich. Nach Abschluss der Untersuchungen kann entschieden werden, ob Maßnahmen zur Erreichung der Mindestanforderungen für die abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen erforderlich sind (s. Kap. 6.9).

Daher können die weiteren Schritte (s. Abb. 11-2, s. Kap. 7-9) mit Ausnahme des Besiedlungspotenzials (s. Kap. 11.4) noch nicht ausgearbeitet werden.

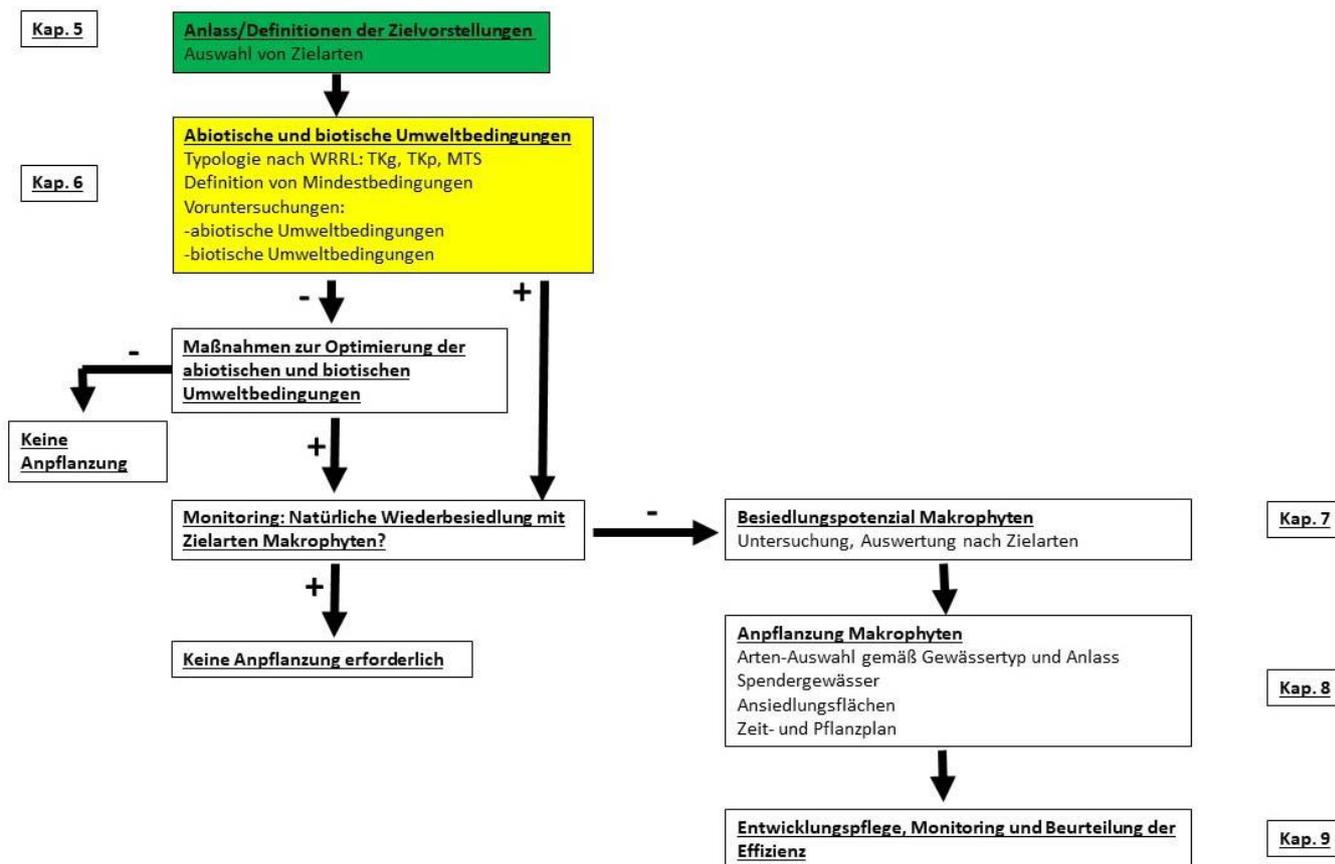


Abb. 11-2: Stand des Verlaufschemas Ansiedlung für den Dieksees

vorhanden/erreicht
? unklar
fehlend/nicht erreicht

11.5 Besiedlungspotenzial

Aus den Kap. 11.3.1. und 11.3.2 kann das Besiedlungspotenzial abgeschätzt werden (vgl. Kap. 7). Von den lebenden Pflanzen wird das Besiedlungspotenzial lediglich für zwei Arten (*Chara contraria*, *Chara globularis*) als „eingeschränkt“ eingestuft, für drei Arten als „sehr gering-gering“. Das Besiedlungspotenzial der Diasporen ist nicht vorhanden. Insgesamt wird das Besiedlungspotenzial als sehr gering eingestuft.

Tab. 11-5: Einschätzung des Besiedlungspotenzials der aquatischen Makrophyten für den Dieksee

	lebende Pflanzen	Diasporen
<i>Chara contraria</i>	2	
<i>Chara globularis</i>	2	
<i>Chara hispida</i>		
<i>Chara subspinosa</i>		
<i>Chara virgata</i>		
<i>Chara vulgaris</i>	1	
<i>Elatine hydropiper</i>		
<i>Fontinalis antipyretica</i>		
<i>Littorella uniflora</i>		
<i>Nitella flexilis</i>		
<i>Nitella mucronata</i>		
<i>Nitella opaca</i>		
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1	
<i>Potamogeton gramineus</i>		
<i>Potamogeton x nitens</i>	1	
Gesamteinschätzung Besiedlungspotenzial	sehr gering-gering	fehlend

Besiedlungspotenzial: 1 = sehr gering-gering, 2 = eingeschränkt, 3 = gut bis sehr gut

12 Zusammenfassung

Der vorliegende Handlungsleitfaden bezieht sich auf die Ansiedlung von aquatischen Makrophyten in limnischen Seen Schleswig-Holsteins. Als Grenze zu Kleingewässern gilt eine Größe von > 1 ha. Der Bericht gliedert sich in vier Teile, s. Tab. 12-1.

Tab. 12-1: Gliederung des Berichtes

Teil	Inhalt	Kapitel
Teil 1	Grundlagen	2
Teil 2	Literaturstudie	3
Teil 3	Handlungsleitfaden	4-9
Teil 4	Umsetzung in die Praxis in Schleswig-Holstein	10-11

Teil 1: Grundlagen

Im Grundlagenteil (Kap. 2) werden die rechtlichen und fachlichen **Grundlagen** beschrieben. Zu den rechtlichen Grundlagen (Kap. 2.1), die bei der Ansiedlung von Makrophyten in Seen berücksichtigt werden müssen, zählen die Wasserrahmenrichtlinie, die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, gesetzlich geschützte Biotope, das Bundes- und Landes-Naturschutzgesetz. In Kap. 2.2 (fachliche Grundlagen) werden die folgenden Punkte beschrieben: Definition und Funktionen von aquatischen Makrophyten, abiotische und biologische Umweltbedingungen, Besiedlungspotenzial und Konkurrenz.

Teil 2: Literaturstudie

Kap. 3 stellt die Ergebnisse der **Literaturstudie** dar. Neben Leitfäden bzw. Reviews (Kap. 3.1) wurden auch 59 Fallstudien (Kap. 3.2) ausgewertet. Die Fallstudien stammen aus 23 Ländern, die meisten aus Deutschland (24), gefolgt von den USA (10). Für die Fallstudien wurden die folgende Inhalte ausgewertet: Durchgeführte Sanierungsmaßnahmen, Anlass, Besiedlungspotential und Makrophytenbestand vor der Pflanzung, Spendergewässer, angepflanzten Arten, Pflanzenteile, Angaben zu Vermehrung, Pflanzzeit, Entnahme- und Anpflanzmethode, Ansiedlungsflächen, bepflanzten Flächen/Pflanzenmengen, Anpflanzungstiefen, unterstützende Maßnahmen bei den Anpflanzungen, Entwicklungspflege, Probleme und Effizienz der Anpflanzungen. Auf Grundlage der Literaturstudie lassen sich für Ansiedlungen von aquatischen Makrophyten sich bestimmte Anforderungen definieren:

- Definition des **Anlasses** (z.B. Naturschutz, Gewässersanierung, Nutzungskonflikte) und der genauen Formulierung von Zielen incl. Parameter (z.B. Erreichung des guten ökologischen Zustandes der Makrophyten nach EG-WRRL)
- Es sind ausreichende **Voruntersuchungen** und eine darauf aufbauende Maßnahmenplanung incl. Zeit- und Pflanzplan erforderlich, die auf die speziellen Anforderungen des betreffenden Sees zugeschnitten sind
- Für erfolgreiche Ansiedlungen müssen **Mindestanforderungen** der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen erfüllt werden, vor allem Licht, Substrat und Herbivorie (Schlüsselfaktoren). Da die Herbivorie ein sehr wichtiger Faktor ist, sind entsprechende begleitende Maßnahmen erforderlich (z.B. Käfige oder Zäune). Bei Neuanlagen von Gewässern oder komplettem Abfischen sind sie obsolet.

- Vor der Anpflanzung sollte eine **spontane Besiedlung** von Makrophyten abgewartet werden. Tritt dies nicht ein, ist eine Untersuchung des **Besiedlungspotenzials** erforderlich. Das Besiedlungspotenzial der Makrophyten (Pflanzen, Pflanzenteile incl. Diasporen: Samen, Oosporen, Sporophyten, Turionen, Bulbillen etc.) im See und dessen Einzugsgebiet ist eine sehr wichtige Steuergröße, die die Erklärung für eine fehlende Besiedlung mit den Zielarten sein kann.
- Grundsätzlich lassen sich zwei **Konzepte** in Bezug auf die Flächengröße in einem See unterscheiden
 - Kleine Teilflächen: Das Prinzip der Gründerpopulationen nach SMART et al. (1998) und SMART & DICK (1999) umfasst ein abgestuftes Vorgehen mit kleinen Teilflächen, die bei erfolgreichen Testpflanzungen erweitert werden. Die Testflächen müssen gegenüber Belastungen in der Anwuchsphase, insbesondere Herbivorie, geschützt werden
 - Flächendeckende Bepflanzung: Hierzu ist ein Abfischen unerlässlich (MOSS et al. 1996). Die Anpflanzung kann z.B. durch eine Kombination von Pflanzungen lebender Pflanzen und Anspritzverfahren mit Diasporen erfolgen (VAN DE WEYER et al. 2014)
- Die **Artenauswahl** ist abhängig vom Gewässertyp und Anlass (z.B. Naturschutz, Gewässersanierung, Nutzungskonflikte). Bei der Artenauswahl sollten in jedem Fall naturschutzfachliche Belange berücksichtigt werden. Dies betrifft vor allem die Verwendung von Pflanzen aus der Region. Dies und weitere Anforderungen sind in den „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980“ aufgeführt (SUKOPP & TRAUTMANN 1981):
 - Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht.
 - Das Saat- oder Pflanzgut stammt aus einem nahe gelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass dieses geschädigt wird.
 - Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der angesiedelten Arten
 - Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.
- Die Spendergewässer sollen gemäß dem Regio-Saatgut-Konzept in demselben Ursprungsgebiet liegen. In Schleswig-Holstein werden im Wesentlichen zwei Ursprungsgebiete unterschieden: HK1 = Marsch & Geest entspr. atlantische Region, HK3 = Östl. Hügelland entspr. kontinentale Region. Im Südosten gehört ein kleiner Bereich zum Ursprungsgebiet „Ostdeutsches Tiefland“ (HK4). Die beiden letzteren gehören beide zum Produktionsraum „Nordostdeutsches Tiefland“.
- Nicht mit allen Arten können alle **Ziele** erreicht werden. Höherwüchsige Arten verursachen oft Probleme mit bestimmten Nutzungen (Wassersport). Niedrigwüchsige Arten wie Armleuchteralgen oder Grundsprossgewächse (Isoetiden) decken in der Regel die meisten Anforderungen ab.
- Gemeinsame Anpflanzungen von hoch- und niedrigwüchsigen Arten sind zu vermeiden, da hochwüchsige Arten die Lichtverfügbarkeit für niedrigwüchsige Arten (insbesondere Armleuchteralgenarten) deutlich einschränken können und so eine Etablierung von niedrigwüchsigen Arten verhindern können.
- Für die Ansiedlung müssen geeignete Ansiedlungsbereiche identifiziert werden (geringe Vegetationsbedeckung, wenig Wellenschlag, keine Beschattung, kein Steilufer, geeignete Substrate).

- Falls nicht genügend Pflanzenmaterial in den Spendergewässern entnommen werden kann, bietet sich die Kultivierung und Vermehrung der Makrophyten in Gärtnereien, die auf Wasserpflanzen spezialisiert sind, an. Die kultivierten Pflanzen werden mit dem Sediment eingepflanzt. Hierdurch werden z.B. bei rhizophytischen Gefäßpflanzen die Wurzeln nicht beeinträchtigt.
- Die Pflanzung erfolgt am besten mit lebenden Pflanzen und Sediment (mit Diasporen) im Flachwasser bis zu einer Tiefe von ca. 4 m. In Tiefen > 1 m sollten Taucher eingesetzt werden. Eine Ausnahme sind Wasserschwaber, die direkt ins Wasser eingebracht werden können (z.B. *Stratiotes aloides*).
- Die Angaben zu den Pflanzmengen variieren sehr stark. Für die Pflanzmengen sind auch die Größe der Ansiedlungsflächen und das zur Verfügung stehende Spender-Pflanzenmaterial von Bedeutung.
- Für lebende Pflanzen ist für die Anpflanzung der Beginn der Vegetationsperiode empfehlenswert, ggf. mit einer zweiten Pflanzung im Sommer. Werden lediglich Diasporen ausgebracht, ist dies zu jeder Jahreszeit möglich.
- Schutzeinrichtungen (Zäune, Gitter etc.) der Anpflanzungen sind in den meisten Fällen unerlässlich.
- Nach der Anpflanzung sollte ein Monitoring durchgeführt werden.
- Eine Entwicklungspflege kann erforderlich sein. Dies betrifft z.B. die Entfernung von Aufwuchs auf Schutzeinrichtungen.

Teil 3: Handlungsleitfaden

Der Ablauf einer Ansiedlungsmaßnahme ist in Abb. 12-1 dargestellt. In einem ersten Schritt erfolgen die Definition der Zielsetzung (Naturschutz, Sanierung, Verringerung von Nutzungskonflikten etc., s. Kap. 5). Grundsätzlich ist der Ablauf bei jedem Anlass (s. Kap. 5.1) gleich. Danach erfolgt eine Untersuchung der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen (Kap. 6). Falls die aktuelle Situation nicht mit den Mindestanforderungen übereinstimmt, sind zunächst Maßnahmen erforderlich, um die abiotischen und biotischen Mindestanforderungen (Umweltbedingungen) zu erreichen (s. Kap. 6.9). Wenn sich die Zielarten spontan (natürlich) einstellen, ist eine Anpflanzung nicht erforderlich (MOSS et al. 1996). Können die abiotischen und biotischen Umweltbedingungen nicht erreicht werden, erfolgt keine Anpflanzung.

Wenn die Mindestanforderungen der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen erreicht sind, sich aber keine spontane Besiedlung der Makrophyten-Zielarten in ausreichender Menge einstellt, erfolgt im nächsten Schritt die Untersuchung des Besiedlungspotenzials (s. Kap. 7). Noch vorhandene Zielarten können ggf. vermehrt werden, ansonsten werden Zielarten in Spendergewässern (s. Kap. 8.1) entnommen und ggf. vermehrt (s. Kap. 8.2). Für die Ansiedlung werden geeignete Ansiedlungsflächen ausgewählt (s. Kap. 8.3). Für die Pflanzung wird ein Pflanzplan erstellt (s. Kap. 8.4, 8.5). Nach der Pflanzung erfolgen ein Monitoring incl. Entwicklungspflege sowie eine Beurteilung der Effizienz der Maßnahme (s. Kap. 9, vgl. SUKOPP & TRAUTMANN 1981).

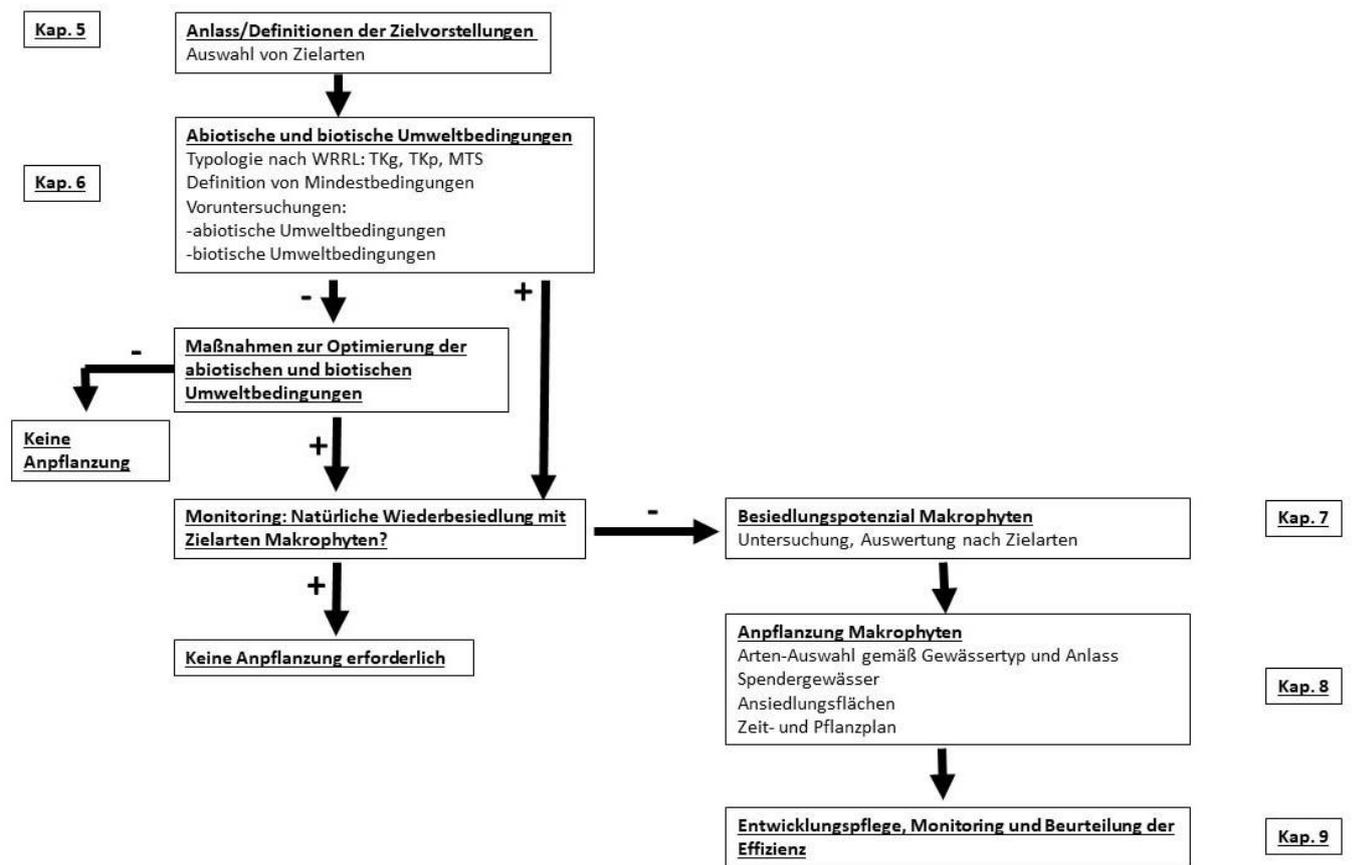


Abb. 12-1 Ablaufschema für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen

Tab. 12-2 zeigt eine Checkliste der notwendigen Arbeitsschritte und Untersuchungen für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen.

Tab. 12-2: Checkliste der notwendigen Arbeitsschritte und Untersuchungen für die Ansiedlung aquatischer Makrophyten in Seen

Kapitel			
5.1	Anlass/Zielsetzungen/Parameter		
	Nutzungen		
5.2	Auswahl Arten		
6	Abiotische und biotische Rahmenbedingungen		
	Parameter	Erfassungsmethoden	Mindestanforderung (Kap. 6.2)
6.1	Gewässertyp	Schaumburg et al. (2014), Riedmüller et al. (2013)	
6.3	Trophie	LAWA (2014)	mestroph2/eutroph1
6.4	Epiphyten	Hilt & van de Weyer (2018)	gering
6.5.1	Sediment: Korngröße	LAWA (2015)	Sand, Kies, Torf, Kalk (maximal geringer organischen Anteil bzw. geringe Sedimentauflage)
6.5.1	Sediment: Gesamt-Phosphor (mg/kg)	DIN 38414-11:1987-08, DIN EN 13657:2003-01, DIN EN ISO 11885:2009-09, DIN EN 12880:2001-02	< 500
6.5.2	Wasserstandsschwankungen	Pegel	gering
6.6	Herbivorie	Kombination von Gelände-Erhebungen (gering/mittel/stark) und Exclosure-Versuchen	gering
6.6	Benthivorie	Meis et al. (2018)	gering
6.7	Konkurrierende Makrophyten	Schaumburg et al. (2014), van de Weyer et al. (2007b), Pätzolt (2007)	geringe Vegetationsbedeckung
7	Besiedlungspotenzial	Holzhausen (2019), Schaumburg et al. (2014), van de Weyer et al. (2007b), Pätzolt (2007)	
8.1	Spendergewässer		
8.2	Entnahme- und Vermehrungsverfahren		
8.3	Ansiedlungsflächen		
	Gefälle	LAWA (2015)	Flache und mittelsteile Ufer
	Beschattung	Wörlein (1982)	vollsonnig-absonnig
	Wellenschlag	LAWA (2015)	gering-mittel (keine stark windexponierten Ufer)
8.4/8.5	Pflanzplan		
5.2	Auswahl Arten		
	Pflanzenmenge		
	Anpflanzverfahren		
	Schutz der Pflanzungen		
	Zeitplan		
9	Entwicklungspflege, Monitoring, Erfolgskontrolle		

Teil 4: Anwendung in der Praxis in Schleswig-Holstein

In Kap. 10 sind Spendergewässer für die Kap. 5.2 aufgeführten Makrophytenarten beschrieben. Auf Grundlage von ca. 24.000 Datensätzen wurden die Spendergewässer in drei unterschiedlichen Kategorien eingeteilt:

- **Geeignetes Spendergewässer:** alle aktuelleren Funde von 2015 bis 2019 mit Mindestabundanz 4 (KÖHLER 1978) oder 5 (WINART, inkl. "H=häufig"). Dazu nach fachgutachterlicher Einschätzung ggf. auch Funde von 2015 bis 2019 mit geringeren Abundanzen oder ohne Häufigkeitsangaben.
- **Bedingt geeignete Spendergewässer:** alle aktuelleren Funde von 2015 bis 2019 mit Abundanz 3 (KÖHLER 1978) oder Abundanz 4 (WINART), sowie alle Funde bis einschließlich 2014 mit Mindestabundanz 4 (KÖHLER 1978) oder 5 (WINART, inkl. "H=häufig"). Dazu nach fachgutachterlicher Einschätzung ggf. auch aktuellere Funde von 2015 bis 2019 mit geringeren Abundanzen oder ohne Häufigkeitsangaben.
- **Potenziell geeignete Spendergewässer:** Sämtliche übrigen Funde bis einschließlich 2014 mit Abundanzen ≤ 3 (KÖHLER 1978) oder ≤ 4 (WINART) oder ohne Häufigkeitsangaben. Zudem aktuellere Funde von 2015 bis 2019 mit Abundanz < 3 (KÖHLER 1978) oder Abundanz < 4 (WINART) oder ohne Häufigkeitsangaben. Ausnahmen bilden aus fachgutachterlicher Sicht auf Kategorie 2. bzw. 1. „hochgestufte“ Funde.

Nach der Bereinigung des Gesamtdatenbestandes wurden 3865 Datensätze identifiziert, die für einzelne Zielarten eine Eignung als Spendergewässer aufweisen, s. Tab. 10.4.

Tab. 10-4: Verteilung der bearbeiteten Fundortdatensätze im Hinblick auf ihre Eignung als Spendergewässer

Eignungskategorie Spendergewässer	Datensätze	Anteil (%)
1 (geeignet)	207	5,7
2 (bedingt geeignet)	901	24,8
3 (potenziell geeignet)	2527	69,5
Σ	3635	100

Für alle Makrophyten werden abschließend Spendergewässer in den unterschiedlichen Herkunftsregionen aufgeführt.

In Kap. 11 wird die Vorgehensweise zur Ansiedlung von Makrophyten in Schleswig-Holstein anhand des Dieksees beschrieben.

Danksagung

Eva-Maria Stange (Kiel) und Marius Heitfeld (Vorst) halfen bei der Literatursuche. Folgende Personen gaben Hinweise: L. Båstrup-Spohr (Kopenhagen, DK), I. Blindow (Kloster), J. Bruinsma (Breugel, NL), E. Coring (Hardeggen), L. Denys (Brüssel, B), S. Hilt (Berlin), M. Hofmann (Iffeldorf), I. Korczynski (Schwerin), E. Korte (Riedstadt), R. Lansdown (UK), T. Matschiess (Nettetal), R. Mauersberger (Templin), G. Plambeck (Flintbek), P. Podraza (Essen), R. Pot (Oosterhesselen, NL), H. Rauers (Nettetal), C. Roden (Galway, Irland), S. Sandrock (Nienhagen), H.-H. Schuster (Sulingen), C. Schmidt (Münster), D. Stelzer (Riemerling), A. Schwarzer (Lüsslingen, Schweiz) und G. Sümer (Dortmund).

Literatur

- ABELI, T., CAUZZI, P., ROSSI, G., PISTOJA, F., MUCCIARELLI, M. 2018: A gleam of hope for the critically endangered *Isoëtes malinverniana*: Use of small-scale translocations to guide conservation planning. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 28: 501-505
- ARFI, R., BOUVY, M. 1995: Size, composition and distribution of particles related to wind-induced resuspension in a shallow tropical lagoon. *Journal of Plankton Research* 17: 557-574
- ARBEITSGRUPPE CHARACEEN DEUTSCHLANDS (Hrsg.) 2016: Armleuchteralgen - Die Characeen Deutschlands, 618 S. Springer Spektrum, ISBN 978-3-662-47796-0
- AZELLA, M. M., BOLPAGNI, R., OGGIONI, A. 2014: A preliminary evaluation of lake morphometric traits influence on the maximum colonization depth of aquatic plants. *J. Limnol.* 73 (2), DOI: 10.4081/jlimnol.2014932
- BACH, R., BECKER, T., GROSS, H., HAAS, G., HENTSCHEL, A., KIEL, E., KLOS, D., KÖNIG, O., KORTE, E., KOVALEV, N., LADUCH, H.-J., NEHRING, S., PAULUS, T., POTTGIESSER, T., SCHILL, R., SCHNEIDER, A. L., SCHRENK, G., WEYER, K. VAN DE 2019a: Neobiota – Auswirkungen und Umgang mit wasserwirtschaftlich bedeutsamen gebietsfremden Tier- und Pflanzenarten. Teil 1: Grundlagen. Merkblatt DWA-M 626-1: 80 S.
- BACH, R., BECKER, T., GROSS, H., HAAS, G., HENTSCHEL, A., KIEL, E., KLOS, D., KÖNIG, O., KORTE, E., KOVALEV, N., LADUCH, H.-J., NEHRING, S., PAULUS, T., POTTGIESSER, T., SCHILL, R., SCHNEIDER, A. L., SCHRENK, G., WEYER, K. VAN DE 2019b: Neobiota – Auswirkungen und Umgang mit wasserwirtschaftlich bedeutsamen gebietsfremden Tier- und Pflanzenarten. Teil 2: Artensteckbriefe. Merkblatt DWA-M 626-2: 79 S.
- BAKKER, E. S., SARNEEL, J. M., GULATI, R. D., LIU, Z., VAN DONK, E. 2013: Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*, 710: 23-37
- BAKKER, E. S., WOOD, K.A., PAGÈS, J.F., VEEN, G.F., CHRISTIANEN, M.J.A., SANTAMARÍA, L., NOLET, B.A., HILT, S. 2016: Herbivory on freshwater and marine macrophytes: A review and perspective. *Aquatic Botany* 135: 18–36. https://www.researchgate.net/profile/Luis_Santamaria2/publication/301773247_Herbivory_on_freshwater_and_marine_macrophytes_A_review_and_perspective/links/5bba2365a6fdcc9552d92276/Herbivory-on-freshwater-and-marine-macrophytes-A-review-and-perspective.pdf
- BARKO, J. W., SMART, R. M. 1985: Mobilization of sediment phosphorus by submerged freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229-238
- BALAYLA, D., BOLL, T., TROCHINE, C., JEPPESEN, E. 2017: Could artificial plant beds favour microcrustaceans during biomanipulation of eutrophic shallow lakes? *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3270-8. https://www.researchgate.net/publication/317847130_Could_artificial_plant_beds_favour_microcrustaceans_during_biomanipulation_of_eutrophic_shallow_lakes?enrichId=rgreq-e097d03272cebfe146e047eab0ce36e3-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWd-IOzMxNzgzMDtBUzo3MjYxMTgyNzM0MDA4Mzl-AMTU1MDEzMTQ5NTU0OQ%3D%3D&el=1_x_2&esc=publicationCoverPdf
- BENNERT, W. 2002: Artenschutzmaßnahmen bei gefährdeten Farnpflanzen (Pteridophyta) in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 183-190, Bonn
- BEST, M. D., MANTAI, E. 1978: Growth of *Myriophyllum*: Sediment or Lake Water as the Source of Nitrogen and Phosphorus. *Ecology* 59: 1075-1080
- BAUMHAUER J., SCHMIDT, C., WEYER, K. VAN DE 2014: HANDBUCH WASSERPFLANZEN. Erkennen, Verwenden, Pflegen: 147 S., Patzer Verlag, Berlin-Hannover, ISBN 978-3-87617-127-2
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A., ISERMANN, M. 2004: Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommern und ihre Gefährdung. 2 Bände. Weissdorn-Verlag, Jena

- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, Hrsg.) 2010: Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 805 82 013, Bonn
- BLINDOW, I. 1987: The composition and density of epiphyton on several species of submerged macrophytes – the neutral substrate hypothesis tested. *Aquatic Botany* 29: 157-168
- BLINDOW, I. 1991: Interactions between submerged macrophytes and microalgae in shallow lakes. Dissertation Lund: 107 pp.
- BLINDOW, I. 1992: Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28: 15-27
- BLINDOW, I. 2008: Schwedische Artenschutzprogramme für bedrohte Characeen. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 19: 23-28. https://www.oekologie.uni-rostock.de/storages/uni-rostock/Alle_MNF/Bio_Oekologie/RMB/RMB_19/RMB_19_Blindow_23_28.pdf
- BLINDOW, I. 2019: Litteraturstudie om kransalger. Meddelande, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2019, 20 pp.
- BLINDOW, I., ANDERSSON, G., HARGEBY, A., JOHANSSON, S. 1993: Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159-167
- BLOEMENDAHL, F.H.J.L., ROELOFS, J.G.M. 1988: Waterplanten en waterkwaliteit. *Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV* 45: 189 pp. 147-158, Utrecht, ISBN 90-5011-014-2
- BOEDELTE, G., BAKKER, J.P., TER HEERDT, G.N.J. 2003: Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals. *Aquatic Botany* 77: 53-69
- BOLENDER, E., PRUME, C., STEINHAUSER, A., TROTTMANN, R. 2001: Wiederansiedlung stark gefä" hrdeter amphibischer und aquatischer Pflanzengemeinschaften (Wassernuss- und Schlammlingsfluren) unter Nutzung des natürlichen Diasporenpotenzials benachbarter Standorte im Gebiet der Mittleren Elbe. *Natur und Landschaft* 76: 113-119
- BOLL, T., BALAYLA, D., ANDERSEN, F., JEPPESEN, E. 2012: Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal? *Hydrobiologia* 679: 175-186
- BORNETTE, G., PUIKJALON, S. 2011: Response of aquatic plants to abiotic factors. A review. *Aquat. Sci.* 73: 1-14
- BOTANISCHER VEREIN ZU HAMBURG (2014): Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern, Praktische Handlungsempfehlung; http://www.botanischerverein.de/tl_files/botanischer_verein/dokumente_aktionenprojekte/Wieder_ansiedlung_Wasserpflanzen_Handlungsempfehlungen.pdf, Gutachten im Auftrag des LLUR: <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seendl.php>
- BREUKELAAR, A. W., LAMMENS, E. H. R. R., KLEIN BRETELER, J. P. G., TATRAI, I. 1994: Effect of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on resuspension. – *Verh. Internat. Vereinigung Limnologie* 25: 2144-2147
- BRÖNMARK, C. 1994: Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. *Ecology* 75: 1818-1828
- BRÖNMARK, C., VERMAAT, J. 1998: Complex Fish-Snail-Epiphyton Interactions and Their Effects on Submerged Freshwater Macrophytes. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, MA., SØNDERGAARD, MO. & CRISTOFFERSEN, K.: The structuring role of submerged Macrophytes in Lakes: 47-68
- BRÖNMARK, C., WEISNER, S.E.B. 1992: Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism. *Hydrobiologia* 243-244: 293-301

- CANFIELD, D.E., SHIREMAN, J.V., COLLE, D.E., HALLER, W.T., WATKINS, C.E., MACEINA, M.J. 1984: Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: Importance of aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 497-501
- CARIGNAN, R., KALFF, J. 1980: Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science* 207: 987-989
- CASPER, S. J., KRAUSCH, H.-D. 1980/1981: Pteridophyta u. Anthophyta, 1. & 2. Teil, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23 & 24
- CHAMBER, P. A., KALFF, J. 1985: Depth Distribution and Biomass of Submersed Aquatic Macrophyte Communities in Relation to Secchi Depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-709
- CHRISTIANSEN, W. 1953: Neue kritische Flora von Schleswig-Holstein: 532 S. & Anhang, Rendsburg
- CHOU, M.O., RISHOLT, C., LAURIDSEN, T.L., SØNDERGAARD, M., GRØNKKAER, P., JACOBSEN, L., BERG, S., SKOV, C., BRUCET, S., JEPPESEN, E. 2009: Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwater Biology* 54: 1520-1531
- COOKE, G.D., WELCH, E.B., PETERSON, S.A., NICHOLS, S.A. 2005: Restoration and management of lakes and reservoirs. Boca Raton: Taylor and Francis
- CRAWFORD, S.A. 1979: Farm pond restoration using *Chara vulgaris* vegetation. *Hydrobiologia* 62: 17–31. <https://doi.org/10.1007/BF00012559>
- CRIVELLI, A. J. 1983: The destruction of aquatic vegetation by carp. A comparison between Southern France and the United States. *Hydrobiologia* 106: 37-41
- DADI, T., FRASCARELI, D., RINKE, K., FRIESE, K. 2019: Sedimentuntersuchungen in 8 Seen Schleswig-Holsteins zur Charakterisierung der Besiedlungsfähigkeit durch Makrophyten. http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/Berichte_Gutachten/Sedimentkerne/Bericht_2020_Sedimentuntersuchung_in_8_Seen_UFZ.pdf
- DICK, G.O., SMART, M. 2004: Aquatic Vegetation Restoration in El Dorado Lake, Kansas: A Case Study. U.S. Army Corps of Engineers. 20314-1000
- DICK, G.O., SMART, M., GILLILAND, E.R. 2004: Aquatic Vegetation Restoration in Arcadia Lake, Oklahoma: A Case Study. U.S. Army Corps of Engineers. 20314-1000
- DICK, G.O., SMART, M., SMITH, J.K. 2004: Aquatic Vegetation Restoration in Cooper Lake, Texas: A Case Study. U.S. Army Corps of Engineers. 20314-1000
- DISTER, E. 1980: Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit, 170 S. & Anhang, Diss. Georg-August-Universität zu Göttingen
- DONABAUM, K., SCHAGERL, M. & DOKULIL, M.T. 1999: Integrated management to restore macrophyte domination. *Hydrobiologia* 395: 87–97
- DOKULIL, M., HAMM, K., KOHL, J.-G. (Hg.) 2001: Ökologie und Schutz von Seen: 499 S., UTB, ISBN 3-8252-2110-5
- DONK, E. VAN 1998: Switches between Clear and Turbid Water States in a Biomanipulated Lake (1986-1996): The Role of Herbivory on Macrophytes. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M. A., SØNDERGAARD, M., CRISTOFFERSEN, K.: The structuring role of submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131: 290-297
- DOYLE, R.D., SMART, R.M. 1995: Potential Use of Native Aquatic Plants for Long Term Control of Problem Aquatic Plants in Guntersville Reservoir, Alabama. U.S. Army Corps of Engineers. Technical Report A-93-6
- DWA 2006: Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. Merkblatt DWA-M 606.
- FLEMING, J.P., MADSEN J.D., DIBBLE, E.D. 2011: Macrophyte re-establishment for fish habitat in Little Bear Creek Reservoir, Alabama, USA. *Journal of Freshwater Ecology* 26: 105-114
- GASITH, A., HOYER, M.V. 1998: Structuring Role of Macrophytes in Lakes: Changing Influence Along Lake Size and Depth Gradients. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M. A.,

- SØNDERGAARD, M., CRISTOFFERSEN, K.: The structuring role of submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131: 381-392. Springer
- GESSNER, F. 1955: *Hydrobotanik*, Bd. I. Energiehaushalt: 517 pp., VEB, Berlin
- GONS, H.J., VEENINGEN, R., VAN KEULEN, R. 1986: Effects of wind on a shallow lake ecosystem: resuspension of particles in the Loosdrecht lakes. *Hydrobiological Bulletin* 20: 109-120
- GRODOWITZ, M.J., SMART, M., DICK, D.O., STOKES, J.A., SNOW, J. 2009: Development of a Multi-Attribute Utility Analysis Model for Selecting Aquatic Plant Restoration Sites in Reservoirs. ERDC/TN APCRP-EA-21. https://www.researchgate.net/publication/235059861_Development_of_a_Multi-Attribute_Utility_Analysis_Model_for_Selecting_Aquatic_Plant_Restoration_Sites_in_Reservoirs
- GROSS, E.M., FELDBAUM, C., CHOI, C. 2002: High abundance of herbivorous Lepidoptera larvae (*Acentria ephemerella* DENIS & SCHIFFERMÜLLER) on submersed macrophytes in Lake Constance (Germany). *Archiv für Hydrobiologie* 155: 1-21
- GROSS, E.M., HILT, S., LOMBARDO, P., MULDERIJ, G. 2007: Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes - state of the art and open questions. *Hydrobiologia* 584: 77-88
- GRUBE, D. 1980: Aufnahme und Kartierung der submersen makrophytischen Vegetation des Dieksees. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LAWAKÜ, Kiel
- GULATI, R.D., PIRES, L.M.D., VAN DONK, E. 2008: Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica* 38: 233-247
- HAMANN, U., GARNIEL, A. 2002: Die Armeleuchteralgen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. – Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (ed.). Flintbek
- HILL, M. O., PRESTON, C. D., ROY, D. B. 2004: *Plantatt, Attributes of British and Irish Plants: Status, Size, Life History, Geography and Habitats*. Biological Records Centre. NERC Centre for Ecology & Hydrology, Cambridgeshire, ISBN 870393740
- HILT, S., GROSS, E., HUPFER, M., MORSCHIED, H., MÄHLMANN, J., MELZER, A., POLTZ, J., SANDROCK, S., SCHARF, E.-M., SCHNEIDER, S., WEYER, K. VAN DE 2006: Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – guideline and state of the art in Germany. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 36: 155-171
- HILT, S., GROSS, E. M. 2008: Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow eutrophic lakes? *Basic and Applied Ecology* 9: 422-432
- HILT, S., ALIRANGUES NUÑEZ, M.M., BAKKER, E.S., BLINDOW, I., DAVIDSON, T., GILFELK, M., HANSSON, L.A., JANSE, J.H., JANSSEN, A.B.G, JEPPESEN, E., KABUS, T., KELLY, A., KÖHLER, J., LAURIDSEN, T.L., MOOIJ, W.M., NOORDHUIS, R., PHILLIPS, G., RÜCKER, J., SØNDERGAARD, M., TEURLINCX, S., VAN DE WEYER, K., VAN DONK, E., WATERSTRAAT, A., WILLBY, N., SAYER, C. 2018: Response of submerged macrophyte communities to external and internal restoration measures in temperate shallow lakes. *Frontiers in Plant Science* Feb. 2018: Vol 9: 1-24. Article 194 <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00194>
- HILT, S. WEYER, K. VAN DE 2018: Biologische Bewertung des Großen Müggelsees (Berlin) auf Basis der Makrophyten gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: IGB, 35 S.
- HOESCH, A. 2006: Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung. *Rostock. Meeresbiolog. Beiträge* 15: 121-132
- HOESCH, A., BUHLE, M. 1996: Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 2: 84-101
- HOFFMANN, M., SACHER, M., LEHNER, S., RAEDER, U., MELZER, A. (2013). Influence of sediment on the growth of the invasive macrophyte *Najas marina* ssp. *intermedia* in lakes. *Limnologica* 43: 265-271

- HOLZHAUSEN, A. 2019: Test auf Eignung der See-Sedimente für die Ansiedlung mit Makrophyten in ausgewählten Seen Schleswig- Holsteins mittels Wachstumsversuchen und Analyse der vorhandenen Diasporen im Sediment. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LLUR Schleswig-Holstein
- HUPFER, M., GÄCHTER, R., GIOVANOLI, R. 1995: Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences* 57: 305-324
- HUPFER, M., ZAK, D., ROSSBERG, R., HERZOG, C., PÖTHIG, R. 2009: Evaluation of a well-established sequential phosphorus extraction technique for use in calcite-rich lake sediments: identification and prevention of artifacts due to apatite formation. *Limnology & Oceanography: Methods* 7: 399-410
- HUPFER, M., B. SCHARF, B. 2002: Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie*. ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. VI-2.1.: 1–67
- HUSER, B. J., BAJER, P. G., CHIZINSKI, C., J., SORENSON, P. W. 2016: Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer. *Hydrobiologia* 763: 23-33
- HUSSNER, A., GROSS, E., WEYER, K. VAN DE, HILT, S. 2014: Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederansiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen Deutschlands. DGL Arbeitshilfe 1-2014: 75 S., ISBN-Nr. 978-3-9813095-4-6
- HUTCHINSON, G.E. 1975: A treatise on limnology. Vol. III: Limnological botany: 660 pp., Wiley, New York/London/Sydney
- IRFANULLAH, H. M., MOSS, B. 2004: Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water, shallow temperate lake. *Aquatic Botany* 80: 177–191
- IUCN 1998: IUCN Richtlinien für Wiedereinbürgerungen. erfasst von der IUCN/SSC Expertengruppe für Wiedereinbürgerungen https://www.wwf.at/de/view/files/download/forceDownload/?tool=12&feld=download&sprach_connect=1156
- JAEGER, D., KOSCHEL, R. (Hsg.) 1995: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. ISBN 978-3-510-53006-9
- JELLYMAN, D., WALSH, J., DE WINTON, M., SUTHERLAND, D. 2009: A review of the potential to re-establish macrophyte beds in Te Waihora (Lake Ellesmere). Technical Report for Environment Canterbury, No. R09/3
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., PEDERSEN, L.J., JENSEN, L. 1997: Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342-343: 151-164
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., SØNDERGAARD, M., CHRISTOFFERSEN, K. (eds.) 1998: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* Vol. 131. Springer, New York: 423 pp.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., DAVIDSON, T., LIU, Z., MAZZEO, N., TROCHINE, C., ÖZKAN, K., JENSEN, H., TROLLE, D., STARLING, F., LAZZARO, X., JOHANSSON, L., BJERRING, R., LIBORIUSSEN, L., LARSEN, S., LANDKILDEHUS, F., EGEMOSE, S., MEERHOFF, M. 2012: Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: Recent Advances and Future Challenges. *Advances in Ecological Research* 47: 411-487
- JILBERT, T, COUTURE, R.-M., HUSER, B. J., SALONEN, K. 2020: Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *RESTORATION OF EUTROPHIC LAKES*. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04457-x>
- JONES, J.I., SAYER, C. 2003: Does fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84: 2155-2176.
- KALBE, L. 1984: Karpfenintensivbewirtschaftung von Seen und Eutrophierung. – *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 12: 145-152

- KASTNER, F., BUCHWALD, R., KÖRNER, F., MARXMEIER, U., STEFFENS, P., WINKLER, C., JÖDICKKE, K., MAUSCHERNING, I. 2016: Wiederansiedlung als Maßnahmen des Artenschutzes – Die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*, Odonata) in Niedersachsen und Schleswig-Holstein – ein Beitrag zum Habitatverbund. Naturschutz und Landschaftsplanung 48: 87-96
- KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (2002): Dieksee-Studie. Gemeinsame Umsetzung von FFH-Richtlinie und Wasser-Rahmenrichtlinie am Beispiel des Dieksees im Natura 2000-Gebiet DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel.
- KLEEBERG, A. 1995: Die Sanierung/Restaurierung des Großen Müggelsees - mit oder ohne Baggerung der phosphorreichen Sedimentschichten? In: JAEGER, D., KOSCHEL, R. (Hsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. ISBN 978-3-510-53006-9
- KNOPIK, J.M. & NEWMAN, R.M. 2018: Transplanting aquatic macrophytes to restore the littoral community of a eutrophic lake after the removal of common carp. Lake Reserve Manage 34: 365–375
- KOHLER, A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73-85
- KOLADA, A. 2014: The effect of lake morphology on aquatic vegetation development and changes under the influence of eutrophication. Ecological Indicators 38: 282-293
- KORSCH, H., DOEGE, A., RAABE, U., WEYER, K. VAN DE 2013: Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands, 3. Fassung, Stand: Dezember 2012, Haussknechtia Beiheft 17: 1-32, Jena
- KUFEL L, KUFEL, I. 2002: Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. Aquatic Botany 72: 249–260.
- LANAPLAN 2020a: Sanierung Blücherpark-Weiher in Köln - Bepflanzungen mit Armleuchteralgen im Jahr 2020. unveröff. Gutachten im Auftrag der Stadtentwässerungsbetriebe Köln
- LANAPLAN 2020b: Test-Bepflanzungen im Baldeneysee mit Armleuchteralgen im Jahr 2020 im Rahmen des Projektes ELODEA II - Erprobung und Bewertung innovativer Methoden zur Kontrolle des Makrophytenwachstums in den Ruhrstauseen. unveröff. Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes
- LANAPLAN & ECORING 2016: Erhebung und Bewertung von Makrophyten und Diatomeen in Seen Sachsen-Anhalts im Jahr 2015. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2007: Steckbriefe und Kartierhinweise für FFH-Lebensraumtypen, 1. Fassung, Mai 2007, http://www.umweltdaten.landsh.de/public/natura/pdf/mplan_inet/1525-331/1525-331Mplan_LRT_Steckbriefe.pdf
- LANDOLT, E. et al. 2010: Flora indicativa, Ökologische und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen: 376 S., Haupt, Bern, Stuttgart, Wien
- LAURIDSEN, T.L., SANDSTEN, H. AND HALD MØLLER, P. 2003: The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.: The impact of waterfowl grazing. Lakes & Reservoirs: Research & Management 8: 177-187
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 1998: Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien: 74 S., Schwerin
- LAWA (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) 2014: Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Bund/Länder - Arbeitsgemeinschaft Wasser, Kiel

- LAWA (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) 2015: Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtsekklassifizierung (Übersichtsverfahren). 2. überarbeitete und erweiterte Fassung (2015) im Rahmen des LAWA- Projektes O5.13 Arbeitsgemeinschaft Wasser, https://www.gewaesser-bewertung.de/files/lawa_empfehlung_see-uferstruktur_2.fassung_nov2015_1.pdf
- LENZEWSKI, N. 2019: Massnahmen zur Förderung und Entwicklung der Strandlingsrasen in schleswig-holsteinischen Seen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
- LESIV M.S., POLISHCHUK A.I., ANTONYAK H.L. 2020: Aquatic macrophytes: ecological features and functions. *Studia Biologica* 14: 79–94. DOI: <https://doi.org/10.30970/sbi.1402.619>
- LEWANDOWSKI, J., HOEHN, E., KASPRZAK, P., KLEEBOG, A., KURZREUTHER, H., LÜCKE, N., MATHES, J., MEIS, S., RÖNICKE, H., SANDROCK, S., WAUER, G., ROTHE, M., HUPFER, M. 2013: Gewässerinterne Ökotechnologien zur Verminderung der Trophie von Seen und Talsperren. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2013: 718-728. DOI: 10.3243/kwe2013.12.004
- LIU, B., DENG, J., FU, G., HE, F. 2001: The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecological Engineering* 18: 147-156
- LLUR (2020): Dieksee, <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenanzeige.php?see=dieksee&alle=nein>
- LODGE, D.M. 1991: Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195-224
- LODGE, D. M., CRONIN, G., DONK, E. VAN & FROELICH, A. J. 1998: Impact of Herbivory on Plant Standing Crop: Comparisons Among Biomes, Between Vascular and Non-Vascular Plants, and Among Freshwater Herbivore Taxa. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., SØNDERGAARD, M., CRISTOFFERSEN, K.: The structuring role of submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131: 149-174
- LOUGHEED, V. L., CROSBIE, B., CHOW-FRASER, P. 1998: Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian J. Fisheries Aquatic Sci.* 55: 1189-1197
- LÜTT, S. 2009: (Wieder-)Ansiedlungsprojekte von gefährdeten Pflanzenarten in Schleswig-Holstein. *Kiel. Not. Pflanzenkunde* 36: 119-129
- MÄHLMANN, J., ARNOLD, R., HERRMANN, L., MORSCHEID, H., MATTUKAT, F. 2006: Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems. *Rostock. Meeresbiologische Beiträge*, 15, 133-145
- MARKWELL, H.J., HALLS, J. 2008: Translocation of a nationally scarce aquatic plant, grass-wrack pondweed *Potamogeton compressus*, at South Walsham Marshes, Norfolk, England. *Conserv. Evidence*. 5: 69-73
- MAUERSBERGER, H., MAUERSBERGER, R. 1996: Die Seen des Biosphärenreservats „Schorfheide-Chorin“ – eine ökologische Studie. Dissertation Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
- MEIS, S., WEYER, K. VAN DE, BAUMGARTEN, M. 2018: Voruntersuchungen zur WRRL-Maßnahme „Förderung und Wiederansiedlung von Makrophyten im Behlendorfer See“, Auftraggeber: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek
- MEIS, S., WEYER, K. VAN DE, STUHR, J. 2018: Ein Verfahren zur Erfassung und Dokumentation von Schäden durch benthivore Cypriniden an submersen Makrophyten in Stillgewässern. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3/2018 (11): 138-141
- MEIS, S., WEYER, K. VAN DE, STUHR, J. 2020: Maßnahme zur Verbesserung der Unterwasservegetation am Behlendorfer See. Abschlussbericht 2020. Auftraggeber: Gewässerunterhaltungsverband Göldenitz-Pirschbach

- MEINUNGER, L., SCHRÖDER, W. 2007: Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. 3 Bände. 636 + 699 + 709 S., Verlag der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Regensburg
- MELZER, A. 1994: Möglichkeiten einer Bioindikation durch submerse Makrophyten – Beispiele aus Bayern. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 1: 92-102
- MELZER, A. 1997: Wasserpflanzen und Gewässerversauerung an den Arberseen. BayLfu 144: 99-109
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J. 1953-1962: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bd. 1-8, Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen und Bad Godesberg
- MIERWALD, U., ROMAHN, K. 2006: Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. 4. Fassung. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel
- MIDDELBOE, A. L., MARKAGER, S. 1997: Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37: 553-568
- MILLER, S. A., CROWL, T. A. 2006: Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* 51: 85-94
- MILLER, S. A., PROVENZA, F. D. 2007: Mechanisms of resistance of freshwater macrophytes to herbivory by invasive juvenile common carp. – *Freshwater Biology* 52: 39-49
- MITCHELL, S. F., PERROW, M. R. 1998: Interactions between grazing birds and macrophytes. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., SØNDERGAARD, M., CRISTOFFERSEN, K.: The structuring role of submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131: 175-196
- MOORE, K.A., SHIELDS, E.C., JARVIS, J.C. 2010: The Role of Habitat and Herbivory on the Restoration of Tidal Freshwater Submerged Aquatic Vegetation Populations. *Restoration Ecology* 18: 596-604
- MOSS, B., MADGWICK, J., PHILLIPS, G. 1996: A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes. – Environmental Agency, Broads Authority and European Union, Norwich
- MORMUL, R. P., AHLGREN, J., EKVALL, M. K., HANSSON, L. A., BRÖNMARK, C. 2012: Water brownification may increase the invasibility of a submerged non-native macrophyte. *Biological Invasions* 14: 2091-2099
- NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) 2013: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Landwirtschaftsverlag, Münster. ISBN 978-3-7843-5319-7
- NEWMAN, R. M. 1991: Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10: 89-114
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DOLMAN, A. M., WIEDNAR, C., HILT, S., KASPRZAK, P., KÖHLER, A., WEYER, K. VAN DE, SANDROCK, S., SCHARF, E.-M., WILLMITZER, H. 2013: Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung – Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2013 (12): 693-701
- OLDORFF, S., KIRCHEY, T. 2017: Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple enclosure experiment. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 27: 63-80
- OSTENDORP, W., OSTENDORP, J. 2014: Hydromorphologie der Seen. Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren. *Fachbeiträge des LUGV Brandenburg* 141
- OZIMEK, T., GULATI, R. D., VAN DONK, E. 1990: Can macrophytes be useful in biomanipulation of lake? The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia*, 200/201, 619-628
- PÄZOLT, J. 2007: Der Makrophytenindex Brandenburg – ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 16: 116-121

- PARDEY, A., CHRISTMANN, K.-H., FELDMANN, R., GLANDT, D., SCHLÜPMANN, M. 2005: Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. Abh. Westf. Mus. Naturkunde 67: 7-42
- PÉRILLON, C., HILT, S. 2016: Groundwater influence differentially affects periphyton and macrophyte production in lakes. *Hydrobiologia* 778: 91-103
- PERILLON, C., WEYER, K. VAN DE, PÄZOLT, J., KASPRZAK, P., HILT, S. 2017: Changes in submerged macrophyte colonization in shallow littoral areas of an oligo-mesotrophic lake and the potential role of groundwater-mobilized nutrients. *Limnologia Special Issue*. <http://doi.org/10.1016/j.limno.2017.03.002>
- PHILLIPS, G. L., EMINSON, D., MOSS, B. 1978: A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4: 103-126
- PIETSCH, W. 1972: Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. *Arch. Naturschutzbu. Landschaftsforsch.* 12: 121-151
- POTT, R., REMY, D. 2000: *Gewässer des Binnenlandes*: 255 S., Ulmer, Stuttgart
- PRAUSOVÁ, R., KOZELKOVÁ, Z., ŠAFÁŘOVÁ, L. 2015: Protocol for acclimatization of in vitro cultured *Potamogeton praelongus* – aspect of plantlet size and type of substrate. *Acta Soc Bot Pol* 84:35–41 DOI: 10.5586/asbp.2015.003
- PREJS, A. 1984: Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Environmental Biology of Fishes* 10: 281-96
- PSENNER, R., PUCKSKO, R., SAGER, M. 1984: Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Archiv für Hydrobiologie* 1: 111-155
- QIU D., WU, Z., LIU, B., DENG, J., FU, G., HE, F. 2000: The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecological Engineering* 18: 47-156
- RAABE, E. W. 1987: *Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs*: 654 S., hrsg. von K. DIERBEN & U. MIERWALD, Wachholtz Verlag
- RAABE, U., WEYER, K. VAN DE 2002: Artenschutzprogramm Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 99-108, Bonn
- RADKOWITSCH, A. 2002: Praktische Aspekte eines Artenhilfsprogramms anhand von ausgewählten Beispielen im Regierungsbezirk Karlsruhe. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 83-90, Bonn
- RADKOWITSCH, A. 2010: Ungewöhnliche Partnerschaften im Artenschutz oder wie der Kleefarn zu kulinarischen Genüssen beiträgt. In: *Lebendige Rheinauen*. Verlag Regionalkultur, S. 351-355
- RATTRAY, M. R., HOWARD-WILLIAMS, C., BROWN, J. M. A. 1991: Sediment and water as sources for nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 40: 225-237
- REITSEMA, R. E., MEIRE, P., SCHOELYNCK, J. 2018: The future of freshwater macrophytes in a changing world: dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with macrophytes. *Frontiers in plant science* 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00629>
- REUWERS, C., KOENZEN, U., WEYER, K. VAN DE, KÖHLER, A. 2016: Das Maßnahmenkonzept Müggelsee/Müggelspree: Wasser und Abfall 5/2016: 39-44. <http://lanaplan.de/download/Mueggelsee.pdf>
- REYNOLDS, C. S. 1994: The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Archiv für Hydrobiologie* 130: 1–33
- RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E. 2013: Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungs-

- werte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013: 10 S.
- RIIS, T., R. SCHULTZ, H.-M. OLSEN, KATBORG, C.K. 2009: Transplanting macrophytes to rehabilitate streams: experience and recommendations. *Aquatic Ecology* 43:935-942
- ROBERTS, J., CHICK, A., OSWALD, L., THOMPSON, P. 1995: Effect of carp, *Cyprinus carpio* L., an exotic benthivorous fish, on aquatic plants and water quality in experimental ponds. *Marine Freshwater Research* 46: 1171-1180
- RODRIGO, M. A., ROJO, C., ALVAREZ-COBELAS, M., CIRUJANO, S. 2007: *Chara hispida* beds as a sink of nitrogen: Evidence from growth, nitrogen uptake and decomposition. *Aquatic Botany* 87: 7-14
- ROTT, T. 2005: Gewässerbelastung durch Cyanobakterien – Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 496-500
- SAND-JENSEN, K., PEDERSEN, N. L., THORSGAARD, I., MOESLUND, B., BORUM, J., & BRODERSEN, K. P. 2008: 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology* 96: 260-271
- SAS, H. 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. St. Augustin: Academia Verlag Richarz GmbH
- SAUER, F. 1937: Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. *Archiv für Hydrobiologie Supplement VI*: 431-592
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A. 2014: Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Phylib. (Stand Februar 2014). Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), München.
http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_seen.pdf
- SCHEFFER, M. 1998: Ecology of Shallow Lakes. Springer, Dordrecht: 348 pp.
- SCHUBERT, H., BLINDOW, I., BUENO, N. C., CASANOCA, M. T., PELECHATY, M., PUKACZ, A. 2018: Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. *Perspective in Phycology* 5: 61-74: <https://dx.doi.org/10.1127/pip/2018/0080>
- SCHULZ, F., DENGLER, J. 2006: Verbreitungssatals der Moose in Schleswig-Holstein und Hamburg: 400 S., hrsg. vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
- SCHUTTEN, J., DAINY, J., DAVY, A.J. 2005: Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology* 93: 556-571
- SCHWARZER, A. 2019: Aktionsplan Vielästige Glanzleuchteralge (*Nitella hyalina* (DC.) C. Agardh). AP ZH 1-53. Artenschutzmassnahmen für gefährdete Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich, Kanton Zürich, Baudirektion Amt für Landschaft und Natur, Zürich
- SCHWARZER, A., WOLFF, P. 2005: Der Gemeine Schwimmpfarn (*Salvinia natans* [L.] ALL.) am Oberrhein. Ökologische Untersuchungen und Ansiedlungsmaßnahmen für eine hochgradig gefährdete Wasserpflanze. *Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 75: 333-360
- SCULTHORPE, C. D. 1967: The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold, London, [Reprint Koeltz 1985]
- SLAGLE, Z.J., ALLEN, M.S. 2018: Should we plant macrophytes? Restored habitat use by the fish community of Lake Apopka, Florida. *Lake and reservoir management*: 1-10
- SMITH, M.P., KALIN, M. 1992: Ecological Engineering and the Chara Process applied to the Rabbit Lake Drainage Basin. CAMECO
- SMART, R.M., DICK, G.O., DOYLE, R.D. 1998: Techniques for establishing native aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management* 36: 44-49

- SMART, R.M., DICK, G.O. 1999: Propagation and establishment of aquatic plants: A handbook for ecosystem restoration projects. U.S. Army Corps of Engineers, Technical report A-99-4
- SONDER, C. 1890: Die Characeen der Provinz Schleswig-Holstein und Lauenburg nebst eingeschlossenen fremden Gebietsteilen: 63 S., Diss. Universität Rostock
- SØNDERGAARD, M., BRUUN, L., LAURIDSEN, T., JEPPESEN, E., VINDBÆK MADSEN, T. 1996: The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes: In situ experiments in a shallow eutrophic lake. *Aquatic Botany* 53: 73-84
- SØNDERGAARD, M., PHILIPPS, G., HELLSTEN, S., KOLADA, A., ECKE, F., MÄEMETS, H., MJELDE, M., AZELLA, M., OGGINI, A. 2013: Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia* 704: 165-177
- SPITZBARTH, H., SCHMIEDER, K. 2004-2006: Entwicklung verschiedener Wasserpflanzenarten nach Umpflanzung in den Itzelberger See (Brenz) unter dem Einfluss von Wasservögeln. *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim*. - 14/16. 2004/2006: 151-168
- STEINHARDT, T. 2011: Regenerationspotenzial der Makrophyten aus Diasporenbanken im Großen Ratzeburger See und Behlendorfer See i. Auftrag Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR); Universität Rostock; unveröff. Gutachten. <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenanzeige.php?see=behlendorfer&alle=nein>
- STELZER, D. 2003: Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seebewertung. Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Promotion am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München: 151 Seiten. mediatum - digital collection management
- STILLER, G., ENGELSCHALL, B. 2014: Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern. Praktische Handlungsempfehlungen. Bot. Ver. Hamburg, https://www.botanischerverein.de/wp-content/uploads/Wiederansiedlung_Wasserpflanzen_Handlungsempfehlungen-Kopie.pdf
- STORCH, T.A., WINTER, J.D., NEFF, C. 1986: The employment of macrophyte transplanting techniques to establish *Potamogeton amplifolius* beds in Chautauqua Lake, New York. *Lake and Reservoir Management* 2: 263-266
- STUHR, J., WEYER, K. VAN DE et. al. 2020: Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen, 2020. Vegetation des Behler Sees, des Dieksees, des Kellensees, der Kleinen Plöner Sees und des Trammer Sees. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Kiel
- SUCCOW, M., KOPP, D. 1985: Seen als Naturraumtypen. *Petermanns Geogr. Mitt.* 3: 161-170, Gotha
- SUKOPP, H., TRAUTMANN, W. 1981: Ausbringung von Wildpflanzen. *Natur und Landschaft* 56: 368-369
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. 1998: Das europäische Schutzgebietsystem NATURA 2000. *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 53: 560 S.
- VAN DE HATERD, R. J. W., TER HEERDT, G. N. J. 2007: Potential for the development of submerged macrophytes in eutrophicated shallow peaty lakes after restoration measures. *Hydrobiologia* 584: 277-290
- VAN DEN BERG, M.S., COOPS, H., MEIJER, M.L., SCHEFFER, M., SIMONS, J. 1998: Clear water associated with dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid lake Veluwemeer. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., CHRISTOFFERSEN, K.: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. *Ecological Studies* 131: 339-352

- VAN DIJK, G.M. 1993: Dynamics and attenuation characteristics of periphyton upon artificial substratum under various light conditions and some additional observations on periphyton upon *Potamogeton pectinatus* L. *Hydrobiologia* 252: 143–161. doi: 10.1007/BF00008152
- VAN DONK, E., OTTE, A. 1996: Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340: 285–290
- VAN DONK, E., VAN DEN BUND, W. 2002: Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72: 261–274
- VAN LIERE, L., GULATI, R.D. 1992: Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in The Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia* 233: 283–287
- VANT, W.N., R.J. DAVIES-COLLEY, J.S. CLAYTON, COFFREY B.T. 1986: Macrophyte depth limits in North Island (New Zealand) lakes of differing clarity. *Hydrobiologia* 137: 55–60
- WALTER, H., BRECKLE, S.-W. 1991: *Ökologie der Erde, Bd. 1 - Ökologische Grundlagen in globaler Sicht*, 2. Auflage: 238 S., Fischer, Stuttgart
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., MÖBIUS, F., TSCHAKERT, M. 2017: Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation, LAWA-Projekt O4.16, Teil 1 Literaturstudie, http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O-4-16_O-4-17-Teil1_Literaturstudie_Einfluss_benthivorer_und_phytophager_Fische_auf_WRRL-pflichtige_Seen.pdf
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. 2017: Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation, LAWA-Projekt O4.16, Teil 2: Herleitung von Empfehlungen für die Karpfenbewirtschaftung zur Unterstützung der Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation, http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O-4-16_O-4-17-Teil2_Empfehlungen_Karpfenmanagement.pdf
- WEGNER, B., KRONSBELN, A.L., GILFELK, M., VAN DE WEYER, K., MONAGHAN, M. T., KÖHLER, J., HILT, S. 2019: Mutual facilitation and subsequent competition among invading western waterweed and quagga mussels. *Frontiers of Plant Sciences*. 26 June 2019. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00789>
- WETZEL, R.G., SØNDERGAARD, M. 1998: Role of submerged macrophytes for the microbial community and dynamics of dissolved organic carbon in aquatic ecosystems. In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M.A., SØNDERGAARD, M.O., CRISTOFFERSEN, K.: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. *Ecological Studies* 131: 133–148
- WEYER, K. VAN DE 2005: Re-Establishment Plan for the Natura 2000 Species *Najas flexilis* in Poland, Ministry of Environment – DOP, Warsaw, Poland, n. publ.
- WEYER, K. VAN DE 2006: Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie, LUA Merkblätter 52: 108 S., <http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk52/merk52.pdf>
- WEYER, K. VAN DE 2007: Zur aquatischen Flora und Vegetation der Talsperren in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 160: 15–24, Bonn
- WEYER, K. VAN DE 2015: Zusammenhang zwischen Makrophyten und hydromorphologischen Faktoren in Seen. In: MEHL, D. et al.: *Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern*. LAWA Projekt Projekt Nr. O 2.14: *Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobentos an Seen*: S. 50–62

- http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewasser_und_Kuestengewasser/O_2.14/Prognose_der_Habitattypen_Abgabe_Nov2015.pdf
- WEYER, K. VAN DE, NIENHAUS, I., TIGGES, P., HUSSNER, A., BECKER, E. 2007(a): Entwicklung einer Methode zur Kartierung der Unterwasservegetation an großen Seen am Beispiel des Schaalsees und seiner angrenzenden Nebengewässer zur Erfüllung des operativen EG-WRRL-Monitorings und FFH-Monitorings, Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein, Flintbek.
www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/Berichte_Gutachten/Ufer_Unterwasservegetation/Bericht_Makrophyten_2005_Schaalsee_vdWeyer.pdf
- WEYER, K. van de, NIENHAUS, I., TIGGES, P., HUSSNER, A., HAMANN, U. 2007(b): Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Pflanzenbeständen in Seen. Wasser und Abfall 6 (1/2): 20-22.
- WEYER, K. VAN DE, SÜMER, G. HUEPPE, PETRUCK, A. 2014: Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armelechteralgen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2014 (1): 23-27,
<http://www.lanaplan.de/download/Phoenixsee.pdf>
- WEYER, K. VAN DE, SÜMER, G. HUEPPE, H. 2015(a): Vorbeugendes Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armelechteralgen - das Beispiel PHOENIX See. Handbuch Angewandte Limnologie 31. Erg. Lfg 1/15: 3-8
- WEYER, K. VAN DE, MEIS, S., KRAUTKRÄMER, V. 2015(b): Die Makrophyten des Großen Stechlinsees, des Wummsees und des Wittwesees. Fachbeiträge des LUGV Brandenburg 145: 92 S. Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam
http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/lugv_fb145.pdf
- WEYER, K. VAN DE, STUHR, J. 2016: Machbarkeitsstudie zu einer WRRL-Maßnahme "Förderung der QK Makrophyten durch Wiederansiedlung begleitend zu internen Nährstoff-Maßnahmen im Behlendorfer See" (Auftraggeber: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek), lanaplan & B.i.A.
- WEYER, K. VAN DE, MEIS, S., SÜMER, G. 2017: Entwicklung von Flora und Vegetation im PHOENIX See (Dortmund) - fünf Jahre nach Anpflanzungen mit Armelechteralgen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 7-18
- WEYER, K. VAN DE, SCHMIDT, C. 2018: Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armelechteralgen und Moose) in Deutschland. Band 1: Bestimmungsschlüssel. 2., überarbeitete Auflage. Fachbeiträge des LfU Brandenburg 119: 180 S. Herausgeber: Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg, Potsdam
- WIEGLEB, G. 1978: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch. Hydrobiol. 83: 443-484
- WILLBY, N.J., ABERNETHY, V.J., DEMARS, B.O. 2000: Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. Freshwater Biology 43: 43-74
- WÖRLEIN, F. 1992: Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatlog, Wörlein Baumschulen, Dießen
- ZENG, L., HE, F., ZHANG, Y., LIU, B., DAI, Z., ZHOU, Q., WU, Z. 2017: How Submerged Macrophyte Restoration Promotes a Shift of Phytoplankton Community in a Shallow Subtropical Lake. Polish Journal of Environmental Studies 26: 1363-1373

ZINKO, U. 2017: Kunskapsuppbyggande program: 15 hotade makrofyterarter i permanenta vatten. Göteborg. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:havochvatten:diva-131>

Internetquellen:

<https://www.bfn.de/themen/artenschutz/gefaehrdung-bewertung-management/gebietseigenherkuenfte/gebietseigenes-saatgut.html>
<https://www.livingwater.net.nz/catchment/lakes-areare-ruatuna-rotomanuka/macrophytereintroduction-trial/>
<https://www.hamburg.de/contentblob/3116500/8321a869f418475b3d42e4a2269e7dcf/data/makrophyten-flyer.pdf>
https://www.botanischerverein.de/wpcontent/uploads/BSU_Wiederansiedlung_von_Makrophyten_.pdf
<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/water-ruimte/ecologie/meren/ingreep-biologie/waterplanten/>
<https://edepot.wur.nl/347735>
<https://www.vmm.be/nieuwsbrief/juli-2020/mysterie-blijft-rond-verdwenen-planten-in-de-grote-nete>
<http://www.vliz.be/imisdocs/publications/116976.pdf>
<https://www.ravon.nl/Portals/2/Bestanden/Publicaties/Rapporten/2017.052.e01.pdf>
<http://publicaties.minienm.nl/documenten/groei-en-overleving-van-de-vlottende-waterranonkel-ranunculus-fl> (er is nog meer over *R.fluitans* in de Maas).
https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/sieralgen-en-biodiversiteit.2132c5.pdf
<https://pureportal.inbo.be/portal/files/2235459/INBO.A.2013.60.pdf>
<https://edepot.wur.nl/263655>
<https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/130785/effectiviteitstelinrichtingsmaatregelen.pdf>
https://www.lfu.bayern.de/natur/artenhilfsprogramm_botanik/merkblaetter/doc/201fumerkblatt_elatine_alsinastrum.pdf
https://www.lfu.bayern.de/natur/artenhilfsprogramm_botanik/merkblaetter/doc/131fumerkblatt_pilularia_globularia.pdf
https://www.lfu.bayern.de/natur/artenhilfsprogramm_botanik/merkblaetter/doc/031fumerkblatt_littorella_uniflora.pdf
<http://ex-situ-erhaltung.de/wiederansiedlung/l/littorella-uniflora/#claim>
<http://ex-situ-erhaltung.de/wiederansiedlung/m/marsilea-quadrifolia/#claim>
<http://ex-situ-erhaltung.de/wiederansiedlung/r/ranunculus-reptans/#claim>

Sediment

Probenahme: DIN 38414-11:1987-08 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Probenahme von Sedimenten (S 11)

Probenaufschluss: DIN EN 13657:2003-01 Charakterisierung von Abfällen - Aufschluß zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen; Deutsche Fassung EN 13657:2002

Bestimmung Gesamt-P-Gehalt: DIN EN ISO 11885:2009-09 Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009

Bestimmung Trockenrückstand: DIN EN 12880:2001-02 Charakterisierung von Schlämmen -
Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts; Deutsche Fassung
EN 12880:2000