Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 45

Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins

Inventarisierung - Sukzessionsprognose - Schutzkonzepte

von

Annick Garniel

Kiel 1993

Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 45

Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins

Inventarisierung - Sukzessionsprognose - Schutzkonzepte

von

Annick Garniel

Kiel 1993

"Ich bin Teil von allem, das ich traf;
Doch alle Erfahrung ist ein Tor,
Hindurch scheint die nicht erfahr'ne Welt,
deren Rand verblaßt,
Unaufhörlich und immer, wenn ich mich bewege."

Tennyson (*Ulysses*)

Danksagung

Zu Dank bin ich den schleswig-holsteinischen Teichwirten verpflichtet, die mir ausnahmslo die Durchführung der Kartierarbeiten ermöglichten und sich die Zeit nahmen, meine Frage über ihren Beruf geduldig zu beantworten. Stellvertretend für allen sei hier Familie Krus (Hollenborn bei Nordhastedt) gedankt, bei der ich nicht nur am sonntäglichen Kaffeetisc versackte.
Herr Dipl. Fischereibiol. K. Dauster (Landesfischereiverband, Kiel) vermittelte mir eine wertvollen Einblick in die aktuelle Situation der schleswig-holsteinischen Karpfenteichwirt schaft.

Die vorliegende Untersuchung entstand als Dissertation am Geographischen Institut de Christian Albrecht Universität zu Kiel unter der Betreuung von Prof. Dr. O. Fränzle, de mir im Laufe der Ausbildungsjahre beibrachte, den Wert eines Gedanken nicht am Gra seiner Anerkanntheit zu messen.
Herrn Prof. Dr. K. Dierssen danke ich für die Aufnahme der Dissertation in die von ihn geleitete Schriftenreihe.
Herr Prof. Dr. H. Roweck gab mir die Möglichkeit, die Oberlausitzer Teichlandschaft ken nenzulernen.
Herr Dipl. Biol. F. Schulz bestimmte die Moose. Frau Dr. K. Jensen-Huß las und korrigier te das immer weiter über das angekündigte Maß hinaus wachsende Manuskript.
Ihnen allen sei dafür herzlich gedankt.

Mein besonderer Dank gilt meinem Lebensgefährten Dr. U. Mierwald für seine wertvoller Korrekturhinweise und dafür, daß er mir den notwendigen Gleichmut gegenüber den sich immer wieder heimtückisch wandelnden Laichkräutern und Seggen beibrachte, die der gemeinsamen Frühstückstisch in den letzten Sommern des öfteren bereicherten.
Als er 1988 folgende Zeilen niederschrieb, ahnte er übrigens nicht, was auf ihn zukommer sollte: "Mein besonderer Dank gilt Frau A. Garniel, die (...) jahrelang klaglos die Reste vor Wasserpflanzen in der Wohnung ertragen hat" (MIERWALD 1988: 2).

Kiel, September 1993

Die vorliegende Arbeit wurde mit Unterstützung des Kieler Instituts für Landschaftsökologie - Dr. U. MIERWALD gedruckt.

Inhaltsverzeichnis

1.	**Einleitung**	1
2.	**Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes und Vorstellung des Untersuchungsraumes**	3
2.1.	Die Hauptlandschaftszonen Schleswig-Holsteins	4
2.2.	Klimatologische Verhältnisse	6
2.2.1.	Niederschläge	6
2.2.2.	Temperaturen	7
2.2.3.	Trends	8
2.2.4.	Das Wetter in den Jahren 1990, 1991 und 1992 in Schleswig-Holstein	8
2.3.	Anmerkungen zur Gewässergüte in Schleswig-Holstein	10
3.	**Die Teichwirtschaft in Schleswig-Holstein**	11
3.1.	Geschichtliche Entwicklung	11
3.2.	Traditionelle Bewirtschaftungsformen	13
3.2.1.	Herausdifferenzierung der Teicharten	13
3.2.2.	Der Femelumtrieb	14
3.3.	Grundlagen der modernen Teichwirtschaft	14
3.3.1.	Grundzüge der Forellenteichwirtschaft	15
3.3.2.	Grundzüge der Kaltwasser-Zierfischteichwirtschaft	15
3.3.3.	Grundzüge der Karpfenteichwirtschaft	16
3.3.3.1.	Die extensive Karpfenteichwirtschaft	16
3.3.3.2.	Die intensive Karpfenteichwirtschaft	17
4.	**Standörtliche Voraussetzungen der extensiven Karpfenteichwirtschaft**	18
4.1.	Ansprüche der Teichwirtschaft an die Wasserqualität	18
4.1.1.	Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf die Gesundheit der Fische	19
4.1.2.	Einfluß des pH-Wertes auf die Gesundheit der Fische	20
4.2.	Aufbau einer Teichanlage	20
4.2.1.	Grabensystem	21
4.2.1.1.	Zufluß- und Zulaufgräben	21
4.2.1.2.	Umlaufgraben	21
4.2.1.3.	Abflußgraben	21
4.2.2.	Uferbereiche und Dämme	22
4.2.3.	Teiche	23

4.2.3.1. Laichteiche 24
4.2.3.2. Vorstreckteiche 25
4.2.3.3. Brutstreckteiche 25
4.2.3.4. Streckteiche 25
4.2.3.5. Winterungen 26
4.2.3.6. Abwachsteiche 26
4.2.3.7. Hälterungen 27

4.3. Wasserpflanzenbekämpfung 27
4.3.1. Mechanische Bekämpfung 28
4.3.2. Chemische Bekämpfung 29
4.3.3. Biologische Bekämpfung 30

5. Ökologische Charakterisierung der Karpfenteiche 31

5.1. Ökologische Charakterisierung des Teichwasserkörpers 32
5.1.1. Morphologie der Teichbecken 32
5.1.2. Hydrologie 38
5.1.2.1. Herkunft des Wassers 32
5.1.2.2. Wasserstandsschwankungen 33
5.1.3. Lichtklima 34
5.1.3.1. Einfluß von Algenpopulationen auf das Lichtklima 34
5.1.3.2. Einfluß des Alters und der Dichte des Fischbestandes auf das Lichtklima 39
5.1.4. Einfluß von Wind und Wellenschlag 40
5.1.5. Temperaturverhältnisse 41
5.1.6. Kohlendioxid- und Sauerstoffversorgung 41
5.1.7. pH-Werte 42
5.1.8. Nährstoffgehalte 43
5.1.8.1. Fütterung 44
5.1.8.2. Düngung 44
5.1.9. Anmerkungen zur Benutzung des Trophie-Begriffes zur Charakterisierung von Teichökosystemen 47

5.2. Ökologischen Charakterisierung der Teichböden 48
5.2.1. Pedologische Beschreibung 48
5.2.1.1. Profilaufbau 48
5.2.1.2. Kleinräumige Differenzierung der Bodeneigenschaften 51
5.2.2. Maßnahmen der Teichbodenpflege 51
5.2.2.1. Trockenlegung 52
5.2.2.2. Kalkung 54
5.2.3. Einfluß der Teichbodenpflege auf die Vegetation 55
5.2.3.1. Bespannungsrhythmus und Frosteinwirkung 55
5.2.3.2. Einfluß des Bodengehaltes an organischer Substanz 56
5.2.4. Besonderheiten der Sedimentphosphordynamik in bewirtschafteten Teichen 58
5.2.4.1. Mechanismen des anaeroben Phosphoraustausches zwischen Sediment und Wasser 58

5.2.4.2. Phosphorfreisetzung aus dem Sediment unter aeroben Bedingungen 59
5.2.4.3. Einfluß der Teichgrundkalkung auf die Phosphordynamik 61
5.2.4.4. Konsequenzen für ein ökologisches Teichmanagement 62

5.3. Synthese der Standortbeschreibung: Streß und Störung als komplexe Standortfaktoren 63
5.3.1. Begriffsklärung 63
5.3.2. Störungs- und Streßverhältnisse in bewirtschafteten Teichen 63
5.3.2.1. Störungsfaktoren für die Makrophytenzone 64
5.3.2.2. Störungsfaktoren für die Röhrichtzone 64
5.3.2.3. Streßfaktoren für die Makrophytenzone 64
5.3.2.4. Streßfaktoren für die Röhrichtzone 65

6. Methodik der vegetationskundlichen Inventarisierung 67

6.1. Zeitraum der Untersuchungen 67

6.2. Phänologische Beobachtungen 67

6.3. Pflanzensoziologische Datenaufnahme und Bearbeitung 68
6.3.1. Methodenwahl 68
6.3.2. Räumliche Abgrenzung der aufgenommenen Bestände 69
6.3.3. Datenaufnahme 70
6.3.4. Determinationsschwierigkeiten 71
6.3.5. Tabellenverarbeitung 71
6.3.6. Terminologie 73
6.4. Begründung für den Verzicht auf die Erhebung von hydrochemischen Daten 74

7. Ergebnisse der vegetationskundlichen Inventarisierung 79

7.1. Übersicht über die Flora der untersuchten Gewässer 79
7.1.1. Häufigkeit der vorkommenden Arten 80
7.1.2. Stetigkeitsverhältnisse der vorkommenden Arten 85

7.2. Ergebnisse der pflanzensoziologischen Bestandsaufnahme 89
7.2.1. Charetea fragilis (Fukarek 61 n.n.) Krausch 64 89
7.2.2. Lemnetea minoris (Tx. 55) Oberd. 57 94
7.2.3. Potamogetonetea pectinati Tx & Prsg. 42 97
7.2.3.1. Nymphaeion albae Oberd. 57 emend Neuh. 59 98
7.2.3.2. Hydrocharition morsus-ranae Rübel 33 103
7.2.3.3. Ranunculion aquatilis Passarge 64 105
7.2.3.4. Potamogetonion pectinati Koch 26 emend. Oberd. 57 109
7.2.3.5. Ausbildungen der Basalgesellschaft der Potamogetonetea 122
7.2.4. Littorelletea uniflorae Br.-Bl. & Tx. 43 124
7.2.5. Bidentetea tripartitae Tx. & al. ap. Tx. 50 129

7.2.6. Isoeto-Nanojuncetea bufonii Br.-Bl. & Tx. 43 132
7.2.7. Phragmitetea australis Tx. & Prsg. 42 140
7.2.7.1. Phragmition australis Tx. et Prsg. 42 140
7.2.7.2. Magnocararicion elatae Koch 26 152
7.2.7.3. Sparganio-Glycerion Br.-Bl. & Siss. ap. Boer 42 157
7.2.7.4. Ausbildungen der Basalgesellschaft der Phragmitetea 160
7.2.8. Molinio-Arrhenatheretea Tx. 37 162
7.2.8.1. Agropyro-Rumicion Nordh. 40 emend. Tx. 50 162
7.2.8.2. Calthion palustris Tx. 37 164
7.2.9. Grenzen der Einsatzmöglichkeiten der pflanzensoziologischen Klassifikation 166
7.2.9.1. Bearbeitungsdefizit für gestörte Vegetationsbestände 166
7.2.9.2. Konsequenzen des biocoenotischen Konzeptes der Vegetation für die Beschreibung von aquatischen Pionierstadien 167

8. Klassifizierung der bewirtschafteten Karpfenteiche nach Vegetationstypen . 169

8.1. Typisierungsansatz 169

8.2. Vorstellung der Vegetationstypen 170
8.2.1. Die Vegetation der Laichteiche: *Eleocharis palustris*-Typ 171
8.2.2. Die Vegetation der Vorstreckteiche: *Eleocharis acicularis*-Typ 173
8.2.3. Die Vegetation der Brutstreckteiche: *Callitriche-Elodea*-Typ 175
8.2.4. Die Vegetation der Streck- und Abwachsteiche 177
8.2.4.1. Streck- und Abwachsteiche des Östlichen Hügellandes:
Potamogeton lucens-Typ 177
Polygonum amphibium-Typ 179
8.2.4.2. Streck- und Abwachsteiche der Geest:
Fontinalis antipyretica-Typ 181
Ranunculus trichophyllus-Typ 182
8.2.4.3. Winterungen der Geest 184
8.2.5. Sonderformen 185
8.2.5.1. Quellwassersammelteiche: *Potamogeton alpinus*-Typ 185
8.2.5.2. Neu restaurierte oder neu angelegte Teiche: *Chara vulgaris*-Typ 186

9. Faunistische Aspekte 187

9.1. Amphibien 187
9.2. Reptilien 189
9.3. Libellen 189
9.4. Sonstige Makroinvertebraten 190
9.5. Vögel 191
9.6. Fazit 192

10. Vegetationsentwicklung nach Änderung oder Aufgabe der Nutzung 193

10.1. Geländebeobachtungen zur Vegetationsentwicklung nach Stillegung 193
10.1.1. Trockenstillegung 194
10.1.2. Naßstillegung 194
10.1.2.1. Verlandungsablauf in Waldteichen der Geest
Nitella flexilis-Juncus bulbosus-Typ 195
10.1.2.2. Verlandungsablauf in nährstoffreichen Teichen der Sander- und Altmoränengebiete in offener Landschaft: *Elodea canadensis-Potamogeton natans*-Typ 196
10.1.2.3. Verlandungsablauf in nährstoffärmeren Teichen der Sander- und Altmoränengebiete in offener Landschaft: *Potamogeton obtusifolius*-Typ 196
10.1.2.4. Verlandungsablauf in Teichen der Jungmoränenlandschaft 197
Polygonum amphibium-Typ
Ceratophyllum demersum-Typ
10.1.3. Geschwindigkeit des Verlandungsprozesses 199
10.1.4. Spätstadien der Sukzession 200

10.2. Vegetationsentwicklung bei verschiedenen Folgenutzungen 201
10.2.1. Freizeitfischerei 201
10.2.2. Angelsportbetriebe 202

10.3. Vergleich mit der Vegetation natürlicher Gewässer 203
10.1.3.1. Makrophytenzone 203
10.1.3.2. Uferzonen 204

10.4. Fazit der Geländebeobachtungen 205

11. Die Fitneß-Analyse als Instrument der Sukzessionsprognose und der Managementplanung 207

11.1. Grenzen des Einsatzes herkömmlicher Methoden der Sukzessionsforschung zur Prognose der Vegetationsentwicklung auf aquatischen Stillegungsflächen 207

11.2. Grundannahmen des vorgeschlagenen Prognoseverfahrens 210

11.3. Beschreibung der Fitneß-Analyse 211
11.3.1. Fitneß-Begriff 211
11.3.2. Durchführung der Fitneß-Analyse 213
11.3.2.1. Standortsszenario 213
11.3.2.2. Einwanderungsszenario 214
11.3.2.3. Bestimmung der Fitneß-Kriterien 214
11.3.2.4. Fitneß-Prüfung 215
11.3.3. Bedeutung für die Managementplanung 216

11.4. Lebensstrategien der Teichpflanzen 219
11.4.1. Attribute der Einwanderungsphase 219

11.4.2. Attribute der Etablierungs- und Regenerationsphase ... 222
11.4.3. Attribute der etablierten Phase ... 225
11.4.4. Weitere relevante Attribute der Teichpflanzen ... 228
11.4.5. Herkunft der populationsbiologischen Informationen ... 229

11.5. Anwendungsbeipiele ... 231
11.5.1. Fitneß-Analyse bei Abwachsnutzung ... 231
11.5.2. Fitneß-Analyse bei Teichstillegung ... 235
11.5.3. Fitneß-Analyse bei einem Managementkonzept zur Förderung von Zwergbinsen-Gesellschaften ... 243
11.5.4. Fitneß-Analyse bei einem Aushagerungsversuch ... 248

11.6. Fazit: Möglichkeiten und Grenzen der Sukzessionsprognose mit Hilfe der Fitneß-Analyse ... 257

12. Naturschutzplanung an extensiven Karpfenteichen ... 259

12.1. Nutzungskonflikte ... 259
12.1.1. Teichwirtschaft und Landwirtschaft ... 259
12.1.2. Teichwirtschaft und Freizeitnutzung ... 260
12.1.3. Teichwirtschaft und Naturschutz ... 261
12.1.3.1. Gewässerschutz ... 261
12.1.3.2. Schutz der Tiergemeinschaften ... 263

12.2. Zur Schutzwürdigkeit von bewirtschafteten Fischteichen ... 266
12.2.1. Schutzziele bei bereits unter Schutz gestellten Teichen ... 266
12.2.2. Kriterien zur Bewertung der Schutzwürdigkeit ... 267
12.2.2.1. Bewertungskriterium Alter des Lebensraums und "Ersetzbarkeit" ... 267
12.2.2.2. Bewertungskriterium Seltenheit und Gefährdung der vorkommenden Arten ... 268
12.2.2.3. Bewertungskriterium Naturnähe ... 269
12.2.2.4. Schutz der historischen Kulturlandschaft ... 270
12.2.2.5. Fazit ... 271

12.3. Grundlagen zur Entwicklung von Schutzplänen für die Vegetation der Karpfenteiche ... 272
12.3.1. Wahl der Planungsziele ... 275
12.3.1.1. Zielinkompatilitäten am Beispiel des Ersatzbiotopes Geeste (Emsland) ... 276
12.3.1.2. Kurzbeschreibung möglicher Planungsziele ... 277
12.3.2. Wahl der Pflegemaßnahmen ... 280
12.3.2.1. Ungelenkte Verlandung ... 280
12.3.2.2. Gewässerumgestaltung durch bauliche Maßnahmen ... 282
12.3.2.3. Teichrückbau zu einer Fließgewässerstrecke ... 286
12.3.2.4. Ansalbungsmaßnahmen ... 286
12.3.2.5. Umgestaltung des Gewässerumlandes ... 287
12.3.2.6. Extensivierung der teichwirtschaftlichen Nutzung ... 287
12.3.2.7. Finanzieller und rechtlicher Rahmen der Extensivierung ... 297

12.3.3. Vorschläge zur Extensivierung der Karpfenteichwirtschaft in Schleswig-Holstein 299

13. Zusammenfassung 302

14. Summary 305

15. Literaturverzeichnis 307

16. Anhang 322

1. Einleitung

Karpfenteiche gehören zu den charakteristischen Elementen der traditionellen Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. Bei flüchtiger Betrachtung können viele von ihnen im Sommerhalbjahr für natürliche Gewässer gehalten werden. Im Winter liegen dagegen die hellen, sandigen Teichgründe und die dunklen, zunehmend mit Schwundrissen durchzogenen Schlammflächen trocken und geben die wahre Bestimmung der Gewässer untrüglich zu erkennen. An manchen Teichen spielt sich der jahreszeitliche Wechsel von Frühlingsbespannung und herbstlicher Trockenlegung schon seit Jahrhunderten ab.

Die vegetationskundliche Beschreibung der Karpfenteiche sollte ursprünglich nicht zum zentralen Gegenstand der vorliegenden Dissertation werden. Bereits bei den ersten Geländebegehungen an bewirtschafteten Karpfenteichen zeigte sich jedoch ihr unerwarteter floristischer Reichtum an Arten, die in Schleswig-Holstein sonst nur noch in wenigen, bedeutend nährstoffärmeren Gewässern anzutreffen sind. Diese ersten Eindrücke standen im krassen Gegensatz zu den Erfahrungen, die bei Kartierungen an sich meist in einem trostlosen Zustand befindenden Kleinseen Schleswig-Holsteins gesammelt wurden.
Die Suche nach Literatur erwies sich als wenig erfolgreich. Während die Pflanzenwelt der trockengefallenen Teichgründe seit langem gut erforscht ist (vgl. u.a. PIETSCH 1963), wurde der aquatischen Vegetation der gleichen Gewässer bislang kaum Beachtung geschenkt. Mit Ausnahme weniger Untersuchungen aus Süddeutschland (KONOLD 1987, FRANKE 1987) sowie aus der Tschechischen Republik und aus der Slowakei (HEJNY & HUSAK 1978) liegen über die submerse Vegetation von Fischteichen nur vereinzelnte Beobachtungen vor. Die skeptischen Reaktionen der angesprochenen Fachkolleginnen und -kollegen bestätigten den Eindruck, daß bewirtschaftete Fischteiche nicht als lohnende Untersuchungsgegenstände gelten.

Dieses war der Ausgangspunkt der vorliegenden Auseinandersetzung mit einer eigentümlichen Vegetation, die sich in Wechselwirkung mit einer in Schleswig-Holstein seit Jahrhunderten betriebenen agrarischen Nutzungsform herausbildete.
Bei der floristischen und pflanzensoziologischen Inventarisierung der aquatischen und amphibischen Vegetation zwang sich bald die Feststellung auf, daß die Artenfülle durch Bewirtschaftung gefördert wird und nach Stillegung rasch verschwindet. Die Aufmerksamkeit richtete sich deshalb auf die Art und Weise, wie die Vegetation auf den Abbruch der nutzungsbedingten Steuerung ihrer Dynamik reagiert, und auf die Fragen, ob und wie die spontane Weiterentwicklung der Pflanzenbestände prognostiziert werden kann und welche lenkende Eingriffmöglichkeiten zum Erhalt der teichtypischen Vegetation sich daraus ergeben.

Nach einem kurzen Überblick über die Geschichte der Teichwirtschaft im Untersuchungsgebiet wird ausführlicher auf die Arbeitsweisen der extensiven Teichwirtschaft eingegangen, die in vegetationskundlich orientierten Fachkreisen oft wenig bekannt und dennoch, wie im folgenden gezeigt wird, für das Verständnis der Standortökologie unverzichtbar sind.
Anschließend werden die Ergebnisse der floristischen und pflanzensoziologischen Inventarisierung vorgestellt und eine Typisierung der bewirtschafteten Karpfenteiche aus vegetationskundlicher Sicht vorgeschlagen.
Durch die Untersuchung von Teichen nach unterschiedlich langer Stillegungsdauer konnte die Vegetationsentwicklung nach Aufgabe der Nutzung verfolgt werden. Die Geländebefunde

gaben den Anstoß zur Erarbeitung eines neuen Verfahrens zur Prognose der Sukzession in Pflanzenbeständen, die den Wandel von einer nutzungsbedingten, extern gesteuerten Dynamik zu einer gemeinschaftsinternen Gefügebildung vollziehen.
Im letzten Abschnitt wird gezeigt, wie die Ergebnisse und die entwickelten methodologischen Ansätze in die praktische Naturschutzplanung umgesetzt werden können.

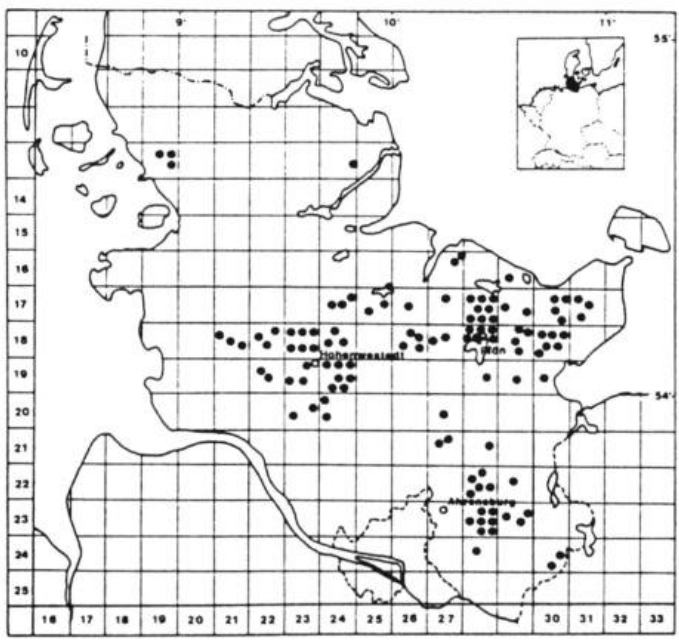
2. Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes und Vorstellung des Untersuchungsraumes

Als **Teiche** werden in der vorliegenden Untersuchung Gewässer definiert, die künstlich angelegt wurden und zu jeder Jahreszeit vollständig ablaßbar sind. In Süddeutschland wird hierfür häufiger der Begriff "Weiher" verwendet.
Die Bezeichnung "Teich" wird sehr uneinheitlich benutzt (vgl. MIERWALD 1988:12ff), so daß die im folgenden beschriebenen Verhältnisse nicht auf sämtliche im Volksmund und in der Fachliteratur als Teiche bezeichnete Gewässer übertragbar sind.

Der Schwerpunkt wurde auf die Erfassung der zur gewerblichen Fischproduktion genutzten Teiche gelegt. Ferner wurde die Vegetationsentwicklung nach Aufgabe der teichwirtschaftlichen Nutzung in verschiedenen Verlandungsstadien und bei unterschiedlichen Folgenutzungen wie Angelbetrieb verfolgt.

Es wurden insgesamt 640 Teiche untersucht, die über 100 Lokalitäten in ganz Schleswig-Holstein verteilt sind (vgl. Abb. 1). Ihre genaue Lage ist aus der Liste der Teichanlagen im Anhang (S. I) zu entnehmen.
Die Forellenzuchtanlagen wurden aufgrund ihrer Vegetationsarmut nicht berücksichtigt (vgl. Kap. 3.3.1).

Abb. 1: Lage der untersuchten Teichanlagen



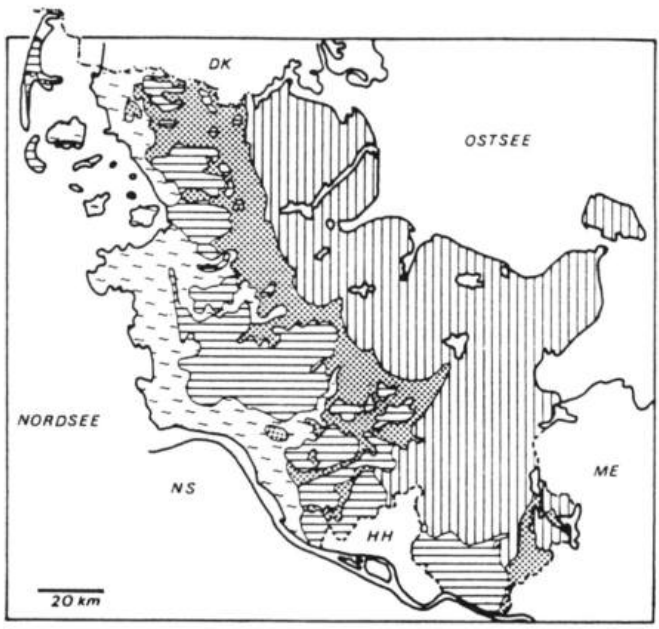
Somit wurden 90% der sonstigen, haupterwerblich genutzten Teichanlagen in die Untersuchung einbezogen. Trotz ihrer Vielzahl zeichnen sich die als Nebenerwerb oder zur Deckung des eigenen Fischbedarfes meist von Landwirten betriebenen Teiche durch recht einheitliche vegetationskundliche Verhältnisse aus und wurden deshalb nur stichprobenartig aufgenommen.

2.1. Die Hauptlandschaftzonen Schleswig-Holsteins

Die aus Abb. 1 (S. 3) erkennbaren, regionalen Schwerpunkte der Teichwirtschaft stehen in engem Zusammenhang mit der geologisch-geomorphologischen Entstehung der Landschaft, die über ihre Eignung für diese Nutzung entscheidet.

Die Oberflächensedimente Schleswig-Holsteins setzen sich mit Ausnahme weniger präquartären Aufragungen von geringer Ausdehnung ausschließlich aus eiszeitlichen und nacheiszeitlichen Ablagerungen zusammen. Der Ablauf der pleistozänen und holozänen Sedimentationsvorgänge führte zur Herausbildung dreier, ungefähr in Nord-Süd-Richtung parallel angeordneter Hauptlandschaftzonen.

Abb. 2 : Geologische Übersicht von Schleswig-Holstein (verändert nach: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG 1960)



Östliches Hügelland (Jungmoränenlandschaft)
Niedere Geest (weichselzeitliche Sanderflächen)
Hohe Geest (saalezeitliche Altmoränenlandschaft)
Marsch (fluviale und marine holozäne Ablagerungen)

Die östlichste Landschaftzone, das Östliche Hügelland, verdankt ihre Entstehung den Eisvorstößen der Weichsel-Eiszeit. Reliefenergie und Sedimente können in den Endmoränengebieten kleinräumig stark wechseln, während die schwächer reliefierten Grundmoränenflächen durch einheitlichere, durchweg lehmigere Ablagerungen charakterisiert sind. Zwischen den einzelnen Rückzugsstaffeln sind Kames, Binnensander und Ablagerungen aus ehemaligen Eisstauseen eingelagert. Beim Abbau der Eismassen blieben Toteisblöcke in den Sedimenten vergraben, die zum Teil erst im Frühholozän abschmolzen und zur Entstehung zahlreicher Hohlformen unterschiedlichen Ausmaßes führten. Viele der Gewässer, die sich in diese Niederungen bildeten, sind heute bereits verlandet.
Wegen des geringen geologischen Alters dieser typischen Jungmoränenlandschaft ist das Gewässernetz noch unausgereift, so daß zahlreiche Toteissenken abflußlos oder nur durch kurze Bachläufe miteinander verbunden sind. Die Schaffung von künstlichen Abflüssen mittels Durchstichen und das Aufstauen von Niederungen bereiten vergleichsweise wenig Schwierigkeiten. Die lehmigen, wasserstauenden Moränenablagerungen tragen ebenfalls zur natürlichen Eignung der Landschaft für die teichwirtschaftliche Nutzung bei.
Die durch die günstigen Bodenverhältnisse bedingte, intensive landwirtschaftliche Nutzung ist mit hohen Nährstoffeinträgen in die Gewässer dieser Region verbunden.

Die Geest wird in Hohe und Niedere Geest unterteilt, die miteinander eng verzahnt sind (vgl. Abb. 2, S. 4).
Den Jungmoränen vorgelagert schließen sich nach Westen die Schmelzwasserablagerungen der weichselzeitlichen Gletscher an, die landeskundlich als Niedere Geest bezeichnet werden. Die weichselzeitlichen Schmelzwasser sammelten sich zu größeren Wasserläufen, die den westlich gelegenen Gürtel der älteren saalezeitlichen Moränen an mehreren Stellen durchbrachen und zwischen den einzelnen Kuppen Schlauchsander ablagerten. Das charakteristische Landschaftsbild der Niederen Geest wird von ausgedehnten und fast ebenen Flächensandern geprägt, die nur gelegentlich von Vermoorungen in den ehemaligen Schmelzwasserrinnen unterbrochen werden. Die Niedere Geest eignet sich wegen ihrer wasserdurchlässigen Sedimente und ihrer geringen Reliefenergie nur an wenigen Stellen zur teichwirtschaftlichen Nutzung.

Als Hohe Geest werden die Moränen- und Sanderablagerungen der Saale-Eiszeit bezeichnet. Charakterisch für diese Altmoränenlandschaft ist ihre Armut an natürlichen stehenden Gewässern. Im Zuge der Verlandung während der Eem-Warmzeit und durch die Verfüllung der Senken bei intensiver ablualer Materialverlagerung unter periglazialen Bedingungen im anschließenden Weichsel-Frühglazial verschwanden die meisten Hohlformen der saalezeitliche Glaziallandschaft. Im Weichsel-Hochglazial erfuhren die einzelnen Altmoränenkuppen eine intensive periglaziäre Zertalung. Die dabei entstandenen, oft radial angelegten Muldentäler schneiden Quellhorizonte an und bieten deshalb günstige Bedingungen für die teichwirtschaftliche Nutzung. Viele Teichanlagen der Hohenwestedter Geest liegen in solchen Muldentälern, in denen die Teiche kettenartig talabwärts angeordnet sind. Andere Anlagen befinden am unteren Hang der Altmoränenkuppen und werden durch am Geestrand austretende Quellen gespeist. Das ausreichende Gefälle zum Vorfluter, das ein rasches Ablassen der Teiche ermöglicht, trägt zusätzlich zur natürlichen Standortgunst bei. Die Böden der Hohen Geest sind aufgrund ihrer langen Entstehungsgeschichte meist tiefgründig entbast. Es herrschen nährstoffarme Braunerden und Eisen-Humus-Podsole vor, die überwiegend unter Grünland- oder Forstnutzung stehen. Dort wo sie von Forsten umgeben sind, neigen stillge-

legte Teiche der Hohen Geest zur Dystrophierung.

Als westlichste Landschaftzone Schleswig-Holsteins schließt sich die Marsch an, die an die Nordseeküste angrenzt. Sie verdankt ihre Entstehung der holozänen Meerestransgression, die zur Überflutung der zunehmend brackig beeinflußten Festlandstorfe und zur Ablagerung mariner Sedimente führte. Wegen der unzureichenden Ablaßmöglichkeiten (viele Marschgebiete liegen infolge entsalzungsbedingter Sackung der Böden unter NN) und der Versalzungsgefahr durch brackige Wasserlinsen im Unterboden eignet sich die Marsch zur teichwirtschaftlichen Nutzung nicht.

2.2. Klimatologische Verhältnisse

Das Klima Schleswig-Holsteins wird in erster Linie durch seine Lage zwischen Nord- und Ostsee auf der Zugbahn der Tiefdruckgebiete der gemäßigten Breiten geprägt. Das Witterungsgeschehen ist deshalb über das ganze Jahr sehr wechselhaft. Stabile Wetterlagen, die sich im Winter aus der Verstärkung von Antizyklonen über Fennoskandien und Sibirien sowie im Sommer durch eine Ausweitung des Azorenhochs ergeben können, spielen im statistischen Mittel lediglich eine untergeordnete Rolle.
Südwestwinde herrschen im Winterhalbjahr vor, während der Nord- bis Nordwestsektor im Sommerhalbjahr dominant ist. Die Sturmhäufigkeit ist im Winterhalbjahr am höchsten und nimmt bereits in der zweiten Augusthälfte merklich zu.
Der ozeanische Charakter des schleswig-holsteinischen Klimas läßt sich sowohl aus thermischer wie aus hygrischer Hinsicht nachweisen. Die regionale Differenzierung ist schwach ausgeprägt, jedoch erkennbar.

2.2.1. Niederschläge

Der Jahresmittelwert der Niederschläge beträgt in Schleswig-Holstein 779 mm (Meßperiode 1961-1990).
Die jährlichen Niederschlagssummen schwanken zwischen unter 550 mm auf der Insel Fehmarn und bis über 850 mm in den Altmoränengebieten bei Itzehoe. Die regionale Verteilung der Niederschläge spiegelt die orographischen Verhältnisse des Landes wider. Die höchsten Werte sind am Westhang der Altmoränengebiete zu verzeichnen (vgl. Abb. 3, S. 7), während die Niederschlagsminima in den Marschen der Nordseeküste und in den östlichen Bereichen des Landes im Lee der weichselzeitlichen Endmoränen anzutreffen sind.

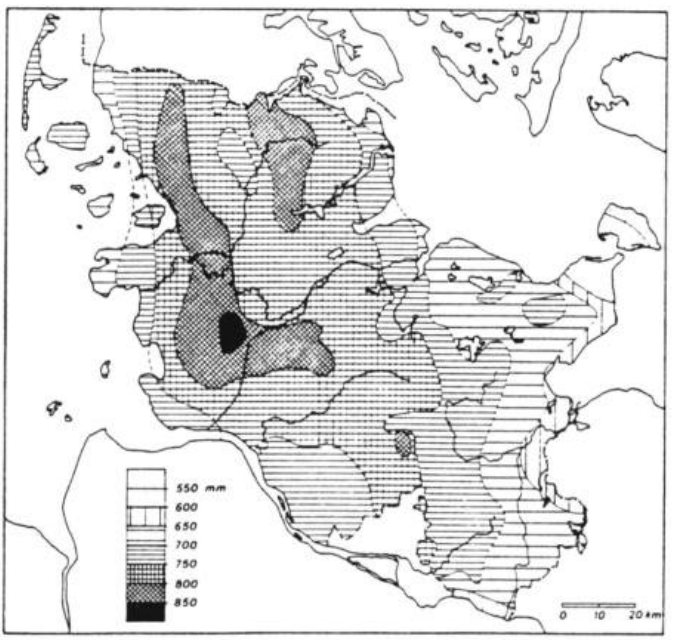
Die Niederschlagshäufigkeit ist in den Wintermonaten am höchsten, während die Sommermonate Juli und August am regenreichsten sind. Der Anteil der Gewitter an den jährlichen Niederschlagsmengen ist allgemein gering (10 bis 30 Gewittertage/Jahr) und nimmt im leicht kontinentaleren Südosten des Landes etwas zu.

Monatsmittelwerte der Niederschläge in Schleswig-Holstein (Meßperiode 1961-1990): (Quelle: DEUTSCHER WETTERDIENST, Wetteramt Schleswig)

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
mm	64	41	51	49	52	67	78	72	75	74	84	72

In bezug auf die teichwirtschaftliche Nutzung bedeutet dieses Niederschlagsregime, daß keine Wasserengpässe im Spätsommer zu befürchten sind. Die Phase der größten Trockenheit fällt in den späten Frühling, das heißt in einen Zeitraum, in dem die Wasserversorgung der Teiche durch die Winterniederschläge gesichert ist. Im Unterschied zu anderen Teichlandschaften Mitteleuropas treten klimatisch bedingte Wasserstandsschwankungen in den schleswig-holsteinischen Teichen deshalb in einem vergleichsweise geringen Ausmaß auf.

Abb. 3 : Verteilung der mittleren Jahresniederschlagssummen in Schleswig-Holstein (nach: DEUTSCHER WETTERDIENST 1967)



2.2.2. Temperaturen

Die Jahresmitteltemperatur beträgt in Schleswig-Holstein 8,2°C (Meßperiode 1961-1990). Der Südosten des Landes weist auch in thermischer Hinsicht eine leicht höhere Kontinentalität auf. Die mittlere Januartemperatur beträgt im Lauenburgischen Landesteil 0°C im Gegensatz zu 0,5 bis 1°C an der Nordseeküste.
Die mittleren täglichen Maxima der Lufttemperatur steigen bis 22°C im Lauenburgischen

und erreichen auf Sylt lediglich knapp 20°C. Die mittleren Minima der Lufttemperatur variieren im Zeitraum Dezember bis Februar zwischen 0°C und -2°C.
Die Anzahl der frostfreien Tage ist in Schleswig-Holstein recht hoch und schwankt zwischen 290 Tagen in Küstennähe und 280 Tagen im südöstlichen Holstein und im Hamburger Raum.

Monatsmittelwerte der Lufttemperatur in Schleswig-Holstein (Meßperiode 1961-1990):
(Quelle: DEUTSCHER WETTERDIENST, Wetteramt Schleswig)

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
°C	0,3	0,7	3,1	6,5	11,3	14,8	16,2	16,1	13,2	9,5	5,1	1,9

2.2.3. Trends

Neuere Untersuchungen belegen, daß die klimatischen Verhältnisse Schleswig-Holsteins in den letzten Jahrzehnten deutliche Abweichungen von den langjährigen Mittelwerten der Klimaelemente aufweisen. KIRSCHNING 1991 ermittelte für die Periode 1968 bis 1988 eine landesweite mittlere Abnahme der Sonnenscheindauer um ca. 12%, wobei die Frühlings- und Sommermonate am stärksten von dieser Entwicklung betroffen sind (KIRSCHNING 1991:31). Im selben Zeitraum stiegen die mittleren Jahresniederschläge zwischen den Dekaden 1968-1977 und 1978-1988 um 113 mm (16%) an (KIRSCHNING 1991: 58). Zugleich läßt sich eine deutliche Zunahme der Sturmhäufigkeit feststellen.
Inwiefern diese Änderungen der Klimaelemente einen Einfluß auf die Entwicklung der Vegetation im Untersuchungsgebiet ausüben können, kann hier nicht abgeschätzt werden. Vor diesem Hintergrund erscheint es jedoch angebracht, für die drei Untersuchungsjahre relevante Daten zur Witterung anzugeben, um der späteren Forschung eine Bewertung der Geländebeobachtungen zu ermöglichen.

2.2.4. Das Wetter in den Jahren 1990, 1991 und 1992 in Schleswig-Holstein

Folgende Daten wurden freundlicherweise vom Deutschen Wetterdienst, Wetteramt Schleswig zur Verfügung gestellt.

1990

Jahresmittelwert der Lufttemperatur für 1990: 9,6°C
Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen für 1990:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
°C	4,4	6,2	6,8	7,6	12,9	14,6	15,8	17,3	12,2	16,6	4,9	2,8

Monatsmittelwerte der Niederschläge für 1990:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
mm	77,5	86,7	56,6	40,2	44,6	113,0	66,2	86,8	147,0	64,2	124,1	68,8

Mit 975,7 mm lag 1990 die landesweite Niederschlagssumme deutlich über dem langjährigen Mittelwert (779 mm/J.).
Besonders hervorzuheben sind ferner die ausgesprochen milden Temperaturen in den Wintermonaten (Februar 6,2°C statt 0,7°C im langjährigen Mittel).

1991

Jahresmittelwert der Lufttemperatur für 1991: 8,4°C
Monatsmittelwerte der Lufttemperatur für 1991:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
°C	2,5	-1,4	5,9	6,9	9,4	12,4	18,1	16,9	13,8	8,8	4,7	2,7

Monatsmittelwerte der Niederschläge für 1991:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
mm	62,9	33,7	31,1	44,8	35,6	149,8	49,2	69,8	69,8	65,2	*	77,8

*: Wert in den herangezogenen Quellen nicht verzeichnet.

Im Vergleich zu 1990 war 1991 kälter und trockener. Der Spätfrühling war durch tiefe Temperaturen und vergleichweise geringe Niederschläge gekennzeichnet.
Die Jahresdurchschnittstemperatur entspricht zwar dem langjährigen Mittel. Bei genauerer Betrachtung fallen jedoch der tiefe Februar-Wert (-1,4°C) und der hohe Juli-Wert (18,1°C) auf.

1992

Monatsmittelwerte der Lufttemperatur für 1992:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
°C	2,5	4,1	5,1	7,3	13,5	17,9	17,2	17,0	13,4	6,6	5,5	*

*: Der Wert lag beim Abschluß des Manuskriptes noch nicht vor.

Monatsmittelwerte der Niederschläge für 1992:

Monat	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
mm	34,7	42,7	86,1	65,7	38,5	4,1	71,7	86,0	48,4	85,7	156,5	*

*: Der Wert lag beim Abschluß des Manuskriptes noch nicht vor.

1992 lagen die durchschnittlichen Temperaturen im ersten Quartal erneut deutlich über dem langjährigen Mittelwert.
Der Monat Juni zeichnete sich landesweit durch ein ausgesprochenes Niederschlagsdefizit (4,1 mm!) aus, das erst gegen Ende des Jahres durch ergiebige Regenfälle in November ausgeglichen wurde.

Der Untersuchungszeitraum umfaßte somit drei meteorologisch sehr verschiedene Jahre. Der Witterungsablauf wies 1990 einen deutlich ozeanischen Charakter auf, während 1991 merklich kontinentaler getönt war. 1992 hob sich in erster Linie durch eine ganz Norddeutschland betreffende Frühling- und Frühsommertrockenphase hervor.

2.3. Anmerkungen zur Gewässergüte in Schleswig-Holstein

Die Wasserqualität ist, wie ausführlicher in Kap. 4.1. dargestellt, eine entscheidende Voraussetzung für die teichwirtschaftliche Nutzung. Da der Wasserbedarf aus dem Potential des Einzugsgebietes gedeckt werden muß, gelten für die Wasserversorgung der Teiche die gleichen Randbedingungen wie bei natürlichen Gewässern.
Aus der vom MINISTERUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTE 1982 herausgegebenen Karte der Gewässergüte in Schleswig-Holstein wird ersichtlich, daß nur noch wenige unbelastete bis gering belastete Fließgewässerabschnitte (Güteklassen I und I-II) feststellbar sind. Besonders im Östlichen Hügelland werden zahlreiche Fließgewässer in die Güteklassen III (stark verschmutzt), III-IV (sehr stark verschmutzt) und IV (übermäßig verschmutzt) eingestuft. Im Bereich der Niederen und der Hohen Geest dominieren die Güteklassen II (mäßig belastet) und II-III (kritisch belastet).
Die meisten Stillgewässer sind als eutroph bis polytroph einzustufen. Eutrophe Verhältnisse sind zwar bei den klimatischen und pedologischen Voraussetzungen der schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiete auch in einem naturnahen Landschaftszustand zu erwarten, die landesweite übermäßige Nährstoffbelastung der Still- und Fließgewässer läßt sich jedoch eindeutig auf anthropogene Einflüsse zurückführen. Das räumliche Verteilungsmuster der Gewässerbelastung entspricht derjenigen der Hauptbelastungsquellen. Hier sind in erster Linie die häuslichen Abwässer, die in den dichter besiedelten ländlichen Räumen des Östlichen Hügellandes in höheren Mengen als auf der dünner besiedelten Geest anfallen, und die intensive Ausbringung von Gülle auf landwirtschaftliche Flächen zu nennen.
Eine hohe Nährstoffbelastung des Zulaufwassers kann wegen des starken Sauerstoffverbrauchs im Gewässer die teichwirtschaftliche Nutzung nachhaltig stören, gegebenenfalls verhindern. Dieses gilt insbesondere für Teiche, die zugleich als Vorfluter für Drainagesysteme von intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen dienen.

3. Die Teichwirtschaft in Schleswig-Holstein

3.1. Geschichtliche Entwicklung

Die Teichwirtschaft gehört zu den ältesten Landnutzungsformen und dürfte sich aus der Bevorratung lebender Wildfische entwickelt haben.
Es wird vermutet, daß die Techniken der Teichwirtschaft ursprünglich in China und an der Unteren Donau entwickelt wurden, da in beiden Gebieten wilde Formen des Karpfens vorkommen, der als erster Süßwasserfisch vom Menschen gezüchtet wurde.
Die ältesten schriftlichen Zeugnisse über die Vermehrung von Fischen in eigens zu diesem Zweck angelegten Gewässern stammen aus China, wo im Jahre 473 v. Chr. eine Abhandlung über teichwirtschaftliche Arbeitsmethoden verfaßt wurde (OPUSZINSKI 1987:64). Die im unteren Donauraum gesammelten Erfahrungen wurden von den Griechen und Römern übernommen und verfeinert (KOCH, BANK & JENS 1982:9).

Im Römischen Reich galt Fisch als Luxusspeise, die der Oberschicht vorbehalten war. Dieser Umstand macht es verständlich, daß *vivariae* zur Hälterung von Süß- und Salzwasserfischen und in späteren Zeiten auch *piscinae* zur Fischzucht mit großem Aufwand betrieben wurden (KONOLD 1987a:21).

Die Einführung der Teichwirtschaft in Mitteleuropa ist auf die römische Kolonisation zurückzuführen. Den Anstoß für ihren Aufschwung im Frühmittelalter lieferten die Fastenvorschriften der Mönchsorden. Als Ausbreitungszentren werden die an natürlichen Gewässern armen Gebiete Süd- und Südwestdeutschlands angesehen, deren ungünstige naturräumliche Ausstattung zur Anlage von künstlichen Fischzuchtgewässern nötigte. Von dort aus drang die Teichwirtschaft im Zuge der Christianisierung ab dem 9. Jahrhundert nach Nordosten vor.

Die Entwicklung der Teichwirtschaft in Schleswig-Holstein von ihren Anfängen im 13. Jahrhundert bis zur Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts wurde von RUST 1956 eingehend untersucht. Die nachfolgenden Ausführungen fußen, soweit nicht besonders vermerkt, auf den Ergebnissen von RUST, die eindrucksvoll die Bedeutung dieser traditionellen Wirtschaftsform für die Herausbildung der schleswig-holsteinischen Kulturlandschaft dokumentieren.

Die Teichwirtschaft ist in Schleswig-Holstein zum ersten Mal 1208 aus einer klösterlichen Anlage bei Lübeck urkundlich belegt. Da die Mehrzahl der holsteinischen Klostergründungen um die Wende vom 12. zum 13. Jahrhundert datiert werden, ist davon auszugehen, daß die Teichwirtschaft etwa um diese Zeit Schleswig-Holstein erreichte. Eine Vorreiterrolle kam den Reinfelder Mönchen zu, die aus dem Rheinland technische Erfahrungen mitbrachten und auf ausgedehnte Teichflächen angewiesen waren, weil die Regel ihres Ordens Fleischverzehr auch außerhalb der Fastenzeit untersagte. Die Reinfelder Teichwirtschaft konnte sich bei schwankendem Ausmaß ohne Unterbrechung bis heute behaupten.

Während die Reformation in den meisten Gebieten Deutschlands einen starken Rückgang der Teichwirtschaft einleitete, wurden die klösterlichen Anlagen in Schleswig-Holstein bei der Säkularisierung in die Gutswirtschaft integriert, so daß weiterhin billige Arbeitskräfte für die

aufwendige Teichpflege in ausreichendem Maße zur Verfügung standen. Die Entwicklung der Städte sowie die Verbesserung der Verkehrsverbindungen und der Transporttechniken für Fischerzeugnisse förderten eine marktorientierte Produktion, die zu einem Aufblühen der holsteinischen Teichwirtschaft in der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts führte.

Aus der geschichtlichen Bindung der Teichwirtschaft an die Klöster und in der Folgezeit an die gutsherrliche Wirtschaft wird verständlich, weshalb die Fischerzeugung im schleswigschen Landesteil nie eine bedeutende Rolle gespielt hat, obwohl die naturräumliche Ausstattung es durchaus gestattet hätte. Lediglich im östlichen Teil Angelns, in Schwansen und im Dänischen Wohld, wo der Streubesitz weniger stark ausgeprägt war, sind einige Teichanlagen urkundlich belegt. Einen weiteren Ungunstfaktor stellte bei der damaligen schlechten Verkehrsanbindung die Entfernung zu den wichtigsten Absatzmärkten Lübeck und Hamburg dar. Kiel und Flensburg waren noch nicht in der Lage, diese Rolle zu übernehmen.

Die Mitte des 18. Jahrhunderts brachte eine Verschiebung im Verhältnis der landwirtschaftlichen Nutzungsformen. Gefördert durch einen Anstieg der Kornpreise setzte eine starke Intensivierung ein. Die Einführung der Drainage ermöglichte die Trockenlegung von neuen ackerfähigen Flächen (LEISTER 1956), die bis dann als Teiche höhere Erträge erbrachten. Die Umstellung auf die Milchviehwirtschaft zog einen zunehmenden Bedarf an Wiesen und Weiden nach sich, so daß es aus wirtschaftlicher Sicht sinnvoll wurde, die Teiche abzulassen und die Flächen als Feuchtgrünländereien zu nutzen.
Diese Umwälzungen in der Landwirtschaft und die Aufhebung der Leibeigenschaft im Jahre 1805, die einen Mangel an billigen Arbeitskräften für die Teichpflege zur Folge hatte, führten zu einer Schrumpfung der Gesamtfläche der gutsherrlichen Teichanlagen von schätzungsweise 6 000 ha im 16. Jahrhundert auf unter 2 000 ha um 1850.

Die Anfänge der modernen Teichwirtschaft sind auf das Ende des 19. Jahrhunderts zu datieren. Neue Methoden wurden vornehmlich in Südosteuropa entwickelt, darunter die Fütterung der Fische und die künstliche Düngung von Teichflächen.
1877 wurde in Schleswig-Holstein der "Central-Fischerei-Verein e.V." zur Förderung der Teichwirtschaft gegründet. In den folgenden 30 Jahren stieg die gesamte teichwirtschaftlich genutzte Fläche in Schleswig-Holstein auf ca. 4 200 ha an. Teiche wurden in bisher nicht landwirtschaftlich genutzten Bereichen angelegt. So wurden beispielsweise bei Bokelholm ausgedehnte Moore und Feuchtheiden in die heute unter Naturschutz stehenden Fischteiche umgewandelt (MEIER 1985:90ff). Im Zusammenhang mit dem Ausbau der Eisenbahnverbindungen entstanden die Terrassenteichanlagen um Itzehoe, Innien und Hohenwestedt.
Als neue Produktionszweige wurden die Forellenzucht und die Kaltwasser-Zierfischzucht eingeführt.

Der Erste Weltkrieg brachte einen starken Rückschlag für die holsteinische Teichwirtschaft, die ihre Besatzfische aus den südosteuropäischen Satzfischzuchten nicht mehr beziehen konnte. Zudem führte der Mangel an Arbeitskräften zum Brachfallen und zur Verlandung vieler Teiche.
In der Zwischenkriegszeit erholte sich die Teichwirtschaft langsam. Die gesamte bewirtschaftete Fläche pendelte sich auf etwa 2 000 ha, wobei die Erträge infolge der Intensivierung weiter stiegen. Die Flächenausdehnung des 16. Jahrhunderts wurde jedoch nicht mehr erreicht.

Heute umfaßt die teichwirtschaftlich genutzte Fläche in Schleswig-Holstein 1 669 ha gegenüber 1 189 ha 1972. Die Erträge sind von 262 658 t 1972 auf 483 289 t 1982 gestiegen (STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1989 (Stand 1982):83). Von insgesamt 195 Vollerwerbsteichbetrieben bewirtschaften 13 Betriebe die Hälfte der gesamten schleswig-holsteinischen Teichflächen und erzeugen 40% der gesamtem Fischproduktion.

Die schleswig-holsteinischen Unternehmen sind Haupt- oder Nebenerwerbsbetriebe mit unterschiedlichen Zielen. Die meisten Haupterwerbsbetriebe sind als sogenannten Vollbetriebe einzustufen, die sämtliche Stufen der Fischerzeugung vom Ei bis zum verkaufsfähigen Fisch selbst durchführen.
Die Satzfischbetriebe haben sich auf die Produktion von Fischsetzlingen spezialisiert. Zu den Abnehmern gehören Angelvereine und die Abwachsbetriebe, die sich auf die Mast von Speisefischen konzentrieren. Einige Vollbetriebe produzieren Satzfische über den eigenen Bedarf hinaus und können deshalb auch als Satzfischbetriebe eingestuft werden.
Trotz des starken Aufschwunges der Forellenproduktion bleibt die Speisekarpfenerzeugung nach wie vor der wichtigste Zweig der Teichwirtschaft in Schleswig-Holstein.

3.2. Traditionelle Bewirtschaftungsformen

Die traditionelle Bewirtschaftung der Karpfenteiche unterscheidet sich in mehreren Hinsichten von den heute üblichen Arbeitsmethoden.

3.2.1. Herausdifferenzierung der Teicharten

Seit dem 15. Jahrhundert war der positive Einfluß einer Trennung der verschiedenen Karpfenjahrgänge auf die Erträge bekannt, jedoch erst im 17. Jahrhundert setzten sich drei Teichtypen durch, die das Wachstum der jeweiligen Fischaltersstufen am besten unterstützen und bis heute bei einigen Weiterentwicklungen verwendet werden.
Weitere geschätzte Fischarten wie Hechte, Zander oder Schleie wurden als Nebenfische in den Karpfenteichen gehalten.

Die **Brutteiche** waren kleine und flache Teiche, in denen das Wasser sich rasch erwärmen konnte. Das Laichen der Elternfische und das Heranwachsen der Fischbrut fand im selben Teich statt. Die Brutteiche mußten vollständig ablaßbar sein und tiefgründig austrocknen, um den Verbleib von Krankheitserregern im feuchten Schlamm zu verhindern.

Die **Streckteiche**, in denen die Jungfische für ihre 2 bzw. 3 ersten Lebensjahre verbrachten, sollten ebenfalls einen festen und nährstoffreichen Boden besitzen sowie leicht abfischbar sein.

Als **Abwachsteiche** wurden größere und tiefere Gewässer genutzt, in denen die Karpfen bis zur Abfischung noch 1 oder 2 weitere Jahre gehalten wurden. Raubfische wie Hechte oder Barsche wurden zur Vertilgung der unerwünschten spontanen Brut der ab dem vierten Lebensjahr geschlechtsreifen Karpfen eingesetzt.

Während die Brutteiche wegen ihrer geringen Größe nur teichwirtschaftlich genutzt werden konnten, wurden die Streck- und Abwachsteiche, soweit sie sich ausreichend trockenlegen ließen, in den sogenannten Femelumtrieb einbezogen.

3.2.2. Der Femelumtrieb

Der Begriff "Femelumtrieb" darf nicht mit dem "Femelbetrieb" verwechselt werden, der sich auf eine ältere Bewirtschaftungsform bezieht, bei welcher Fische aller Jahrgänge zusammen in einem Gewässer gehalten werden. Beim Femelumtrieb handelt es sich um eine traditionelle teich- und landwirtschaftliche Mischnutzung, die durch den Wechsel von Überflutungsphasen mit Fischhaltung und Trockenphasen mit Acker-, Wiesen- oder Weidenutzung gekennzeichnet ist.

Während der Trockenphase wurde der Boden umgebrochen und somit mit Sauerstoff versorgt. Durch die Mineralisierung der im Teichschlamm enthaltenen organischen Substanz konnten zumindest in den beiden ersten Jahren nach der Trockenlegung sehr gute Erträge erzielt werden.
Der hohe Nährstoffgehalt des Teichschlammes war bekannt. Oft wurde nach der winterlichen Abfischung Schlamm aus den Teichen entnommen und als Dünger auf Ackerflächen ausgebracht.
Bei der Wiederflutung (Bespannung) wurden die Teichgründe mit ihrer terrestrischen Vegetation aufgestaut. Bei der Zersetzung des Pflanzenmaterials wurden größere Nährstoffmengen frei, die eine "natürliche" Düngung des Gewässers bewirkten. Zusätzliche Nährstoffgaben erfolgten durch die Einleitung von Stallabflüssen in die Teiche.
Diese Bewirtschaftungsform führte aus den dargelegten Gründen in beiden Phasen des Umtriebes zu einer Ertragssteigerung und wurde solange beibehalten, bis technische Neuerungen wie Drainage oder Mergelung in der veränderten agrarwirtschaftlichen Gesamtsituation des 18. Jahrhunderts andere Nutzungen auf vernässungsanfälligen Flächen rentabler machten und schließlich die Teichwirtschaft verdrängten.

Im Unterschied zu anderen Gebieten Deutschlands entwickelte sich der Femelumtrieb in Holstein bereits im frühen Mittelalter zu einem streng eingehaltenen, mehrjährigen Rotationssystem.
In der Regel wechselten 3 bis 5 Jahre Aufstauung mit 2 bis 3 Jahren landwirtschaftlicher Nutzung. Sofern sich der Teichgrund ausreichend trockenlegen ließ, wurde im ersten Jahr Hafer angebaut, sonst Heu geerntet. In den Folgejahren wurden die Flächen gemäht oder beweidet.
Die festen Umtriebzeiten wirkten sich positiv auf die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit aus. Eine längere Bespannungsphase hätte ein rasches Anwachsen der reduzierten Schlammschicht bewirkt. Die Schwankungen der Redoxverhältnisse beim Eintritt der Trockenphase hätten eine starke Versauerung des Bodens zur Folge gehabt.

3.3. Grundlagen der modernen Teichwirtschaft

In Schleswig-Holstein sind als wichtigste Produktionszweige die Karpfen- und die Forellen-

teichwirtschaft vertreten. Eine untergeordnete Rolle spielen Sonderkulturen wie die Zander- oder die Kaltwasser-Zierfischproduktion.
Diese Produktionszweige verwenden unterschiedliche Bewirtschaftungsverfahren, die für die Eignung der Zuchtgewässer als Pflanzenstandorte und somit für ihre Relevanz für die vorliegende Untersuchung entscheidend sind.

3.3.1. Grundzüge der Forellenteichwirtschaft

Während der in Norddeutschland saisongebundene Karpfenverzehr weitgehend stagniert, nimmt die ganzjährige Beliebtheit der Forellen zu, so daß die Forellenteichwirtschaft in Ausbreitung begriffen ist.
In Schleswig-Holstein wird in ersten Linie die 1882 aus den Vereinigten Staaten eingeführte Regenbogenforelle *Salmo gairdneri* Rich. teichwirtschaftlich produziert (BOHL 1982:120).
Im Vergleich zum Karpfen ist die Regenbogenforelle ein ausgesprochener Kaltwasserfisch, der am besten bei Wassertemperaturen um 15°C gedeiht. Sie ist anpassungsfähiger, wärmeverträglicher und freßgieriger als die einheimische Bachforelle *Salmo trutta f. fario* L..

Der Nahrungsbedarf der Forellen wird ausschließlich durch Fütterung gedeckt (BOHL 1982: 31). Ihre räumliche Verteilung ist an ausreichende Kaltwasservorkommen gebunden, wie Quellwasser in Sarlhusen (TK 25 1924 Hennstedt) oder Seen wie bei der Anlage am Südufer des Bornhöveder Sees (TK 25 1927 Bornhöved).
Da die Forelle einen hohen Bedarf an Sauerstoff hat und keine Ammoniakkonzentrationen über 0,0125 mg/l verträgt, muß für einen häufigen Wasserwechsel gesorgt werden (BOHL 1982:164). Forellenteiche stellen deshalb durchströmte Systeme mit hohem Frischwasserbedarf dar, die dementsprechend viel verunreinigtes Wasser an den Vorfluter abgeben, selbst wenn moderne Anlagen spezielle Auffangvorrichtungen für den Fischkot besitzen.

Forellen werden in Fließkanälen und Becken unterschiedlicher Gestalt oder in Netzgehegen gezüchtet. Forellengewässer werden pflanzenfrei gehalten, weil ihre Assimilations- und Dissimilationsaktivität sowohl den Sauerstoffgehalt als auch den pH des Wassers schwanken läßt und eine Umwandlung des Ammonium (NH_4^+) zum für Fische giftigen Ammoniak (NH_3) hervorrufen können. In Intensivanlagen findet die Algen- und Makrophytenbekämpfung gegebenenfalls durch Herbizideinsatz statt. Bei extensiver Forellenproduktion, wie sie gelegentlich als Zusatzverdienst in Karpfenteichbetrieben vorkommt, wird der primärproduktionsmindernde Einfluß der Baumbeschattung genutzt, so daß sich eine vegetationskundliche Erfassung dieser Gewässer dadurch erübrigt.

3.3.2. Grundzüge der Kaltwasser-Zierfischteichwirtschaft

Seit der Mitte des vorigen Jahrhunderts werden in Schleswig-Holstein auch Kaltwasser-Zierfische produziert. Die gezüchteten Fischarten benötigen im Unterschied zu den Forellen kein besonders kühles Wasser. Die Bezeichnung "Kaltwasser-Zierfisch" bringt lediglich den Gegensatz zu den tropischen Zierfischen zum Ausdruck, die beheiztes Wasser verlangen. Es handelt sich dabei u.a. um Zierformen von amerikanischen Barschen, Zwergformen von Cypriniden wie Silberkarauschen, Rotfedern und Goldorfen (sog."Goldfische") (RUST

1956:55).
Diese Form der Teichwirtschaft ist sehr arbeits- und kapitalintensiv, dafür im höchsten Maße gewinnträchtig. Die schleswig-holsteinischen Zierfisch-Zuchtbetriebe, die schwerpunktsmäßig auf der holsteinischen Hohen Geest bei Hohenwestedt angesiedelt sind, beliefern den in- und ausländischen Markt.
Die Arbeitsweisen entsprechen in vielem den bei der Karpfensetzlingproduktion eingesetzten Verfahren. Da ein starkes Wachstum der zukünftigen Aquarienfische unerwünscht ist, reduziert sich die Fütterung auf die Deckung des Erhaltungsbedarfes. Die kleinen und sehr auffällig gefärbten Tiere werden vor fischverzehrenden Vögeln durch Überspannen der Teiche mit Nylonschnüren oder durch Dulden eines üppigen Makrophytenbewuchses geschützt, der den Zierfischen einen optischen Schutz bietet und diese Gewässer vegetationskundlich reizvoll macht.

3.3.3. Grundzüge der Karpfenteichwirtschaft

In bezug auf die Intensivität der Produktion werden zwei Typen der Karpfenteichwirtschaft unterschieden.

3.3.3.1. Die extensive Karpfenteichwirtschaft

Die Mehrzahl der schleswig-holsteinischen Karpfenzuchtbetriebe praktiziert die sogenannte extensive Karpfenteichwirtschaft, wobei der Begriff "extensiv" in der Teichwirtschaft eine spezielle Prägung erfahren hat, die dem Sprachgebrauch der Landschaftspflege nicht entspricht.
Unter **extensiver Karpfenproduktion** wird eine Bewirtschaftungsform verstanden, bei welcher der Nahrungsbedarf der Fische zu mindestens 40% aus der Primär- und Sekundärproduktion des Teiches und der restliche Anteil durch Ergänzungsfütterung gedeckt wird (BOHL 1982:31). Aus teichwirtschaftlicher Sicht extensiv genutzte Karpfenteiche können deshalb trotzdem sehr naturferne Systeme sein, was zu Mißverständnissen führen kann.

Als Naturnahrung werden die Zooplanktonpopulationen bezeichnet, die die Nahrungsgrundlage der Karpfen bilden und durch die Phytoplanktonproduktion des Gewässers getragen werden. Karpfen fressen in erster Linie Rädertierchen, Wasserflöhe und Kleinkrebse. Da der Umfang dieser Sekundärproduktion durch die Entwicklung des Phytoplanktons bestimmt wird, stellt die teichwirtschaftliche Bonität einen Ausdruck der produktionsbiologischen Eigenschaften des Gewässers dar.
Obwohl Fertigfuttermittel heutzutage weitgehend in der Lage sind, den gesamten Nahrungsbedarf der Karpfen zu decken, beschränkt sich ihre Anwendung in der Mehrzahl der schleswig-holsteinischen Extensivbetriebe aus Kostengründen auf Zusatzfuttergaben. Aufgrund des steigenden Nährstoffgehaltes des Zulaufwassers verzichten einige Teichwirte des Östlichen Hügellandes sogar gänzlich auf eine Fütterung.
Die Lebensvorgänge in den Produktionsgewässern werden durch den jährlichen Wechsel von winterlicher Trockenphase und sommerlicher Flutungsphase in entscheidendem Maße geprägt. Im Winter erfolgt eine Bearbeitung der trockenliegenden Teichgründe, die gelegentlich umgebrochen und regelmäßig gekalkt werden. Während der Flutungsphase kann der Wasserchemismus durch einzelne Maßnahmen in einem gewissen Rahmen gesteuert werden.

Die meisten Extensivbetriebe praktizieren den kombinierten Besatz, bei dem andere Fischarten als Beifische gehalten werden. Im wesentlichen handelt es sich dabei um Schleien, Zander sowie seltener um Forellen und Zierfische.

Das Grundprinzip der extensiven Nutzungsform besteht in der Aktivierung der natürlichen Produktionskreisläufe im Teich, um auf diese Weise die Futterkosten zu senken, ohne jedoch eine Überdüngung zu erreichen, die zu katastrophalen Zusammenbrüchen der planktischen Populationen führen könnte.
Die wirtschaftliche Randlage Schleswig-Holsteins abseits der großen Süßwasserfisch-Absatzmärkte Süddeutschlands macht es verständlich, daß diese Bewirtschaftungsform sich hier länger halten konnte. Bei einigen Betrieben sind jedoch Übergänge zu einer semi-intensiven Produktionsform feststellbar.

3.3.3.2. Die intensive Karpfenteichwirtschaft

In der intensiven Karpfenteichwirtschaft tritt die Bedeutung der Naturnahrung in den Hintergrund. Die Fische fressen fast ausschließlich pelletiertes Kraftfutter.
Die Teiche sind tiefer als bei der extensiven Haltung und müssen aufgrund der sehr hohen Besatzdichten mindestens zeitweilig durchflossen werden, um das durch Stoffwechselprodukte der Tiere verunreinigte Wasser zu erneuern. Bei warmer Witterung muß Sauerstoff durch künstliche Belüftung dem Wasser zugeführt werden.

Die intensive Karpfenproduktion ist mit hohem Kapitaleinsatz für Futterbeschaffung, Fütterungsapparate und künstliche Teichbelüftung verbunden und ähnelt in vielerlei Hinsichten der Forellenzucht, insbesondere was die Vorfluterbelastung anbelangt. Der Intensivierung werden durch den finanziellen Aufwand sowie wasserchemische Gesetzmäßigkeiten und das artspezifische Verhalten Grenzen gesetzt. Die Produktion wird bei zunehmender Besatzdichte sehr risikoreich, weil schon geringe Schwankungen des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes des Wassers verheerende Folgen haben können (vgl. Kap. 4.1.). Bei geringen bis mittleren Besatzdichten ist nährstoffreiches Wasser von Vorteil, weil die Naturnahrungproduktion des Teiches höher ausfällt. Bei intensiver Nutzung ist dieses dagegen unerwünscht, weil wichtige wasserchemische Parameter wie pH-Wert und Sauerstoffgehalt dadurch schwieriger zu kontrollieren sind. Um das System soweit wie möglich regulierbar zu gestalten, werden Intensivteiche pflanzenfrei gehalten. Sie wurden deshalb in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt.

Aus dem Dargelegten geht hervor, daß lediglich die extensiv und manche semi-intensiv bewirtschafteten Karpfenteiche sowie die zur Zierfischzucht genutzten Gewässer sich als Helophyten- oder Makrophytenwuchsorte anbieten, während die Teiche der intensiven Karpfen- oder Forellenproduktion meist bewuchsfrei sind.
Die vorliegende Untersuchung befaßt sich deshalb mit den extensiv bewirtschafteten Karpfenteichen, wobei der Begriff **"extensiv"** im folgenden Text in seiner oben erläuterten teichwirtschaftlichen Prägung verwendet wird.

Wie bereits deutlich wurde, stellen auch die Gewässer der extensiven Karpfenproduktion anthropogen gesteuerte Systeme dar, deren Ökologie nur mit Kenntnis der nutzungsbedingten

Eingriffe verstanden werden kann. Da die Teichwirtschaft in der Regel einen geringeren Bekanntheitsgrad als andere agrarische Nutzungsformen genießt, wird im Folgenden ausführlicher auf ihre Arbeitsweisen und ihre Konsequenzen für die Vegetationsentwicklung eingegangen werden.

4. Standörtliche Voraussetzungen der extensiven Karpfenteichwirtschaft

Wilde Formen des Karpfens *Cyprinus carpio* L. kommen schwerpunktmäßig in tropischen bis subtropischen Gebieten Asiens vor. Er benötigt zum optimalen Wachstum Wassertemperaturen über 20°C im Sommerhalbjahr (BOHL 1982:188) und wird deshalb in den gemäßigten Breiten in flachen Teichen gehalten, in denen sich das Wasser durch Sonneneinstrahlung sehr schnell erwärmen kann. Die holsteinische Karpfenteichwirtschaft befindet sich deshalb an der klimatisch bedingten Nordgrenze der sogenannten Warmwasser-Fischzucht.

Um Wärme- und Nährstoffverluste zu verhindern, werden Karpfenteiche nach Möglichkeit nicht durchströmt. In der Produktionsperiode wird frisches Wasser lediglich zum Ausgleich der Versickerungs- und Verdunstungsverluste eingeleitet. Der Wasserverbrauch solcher Standteiche ist im Vergleich zu anderen Formen der Fischproduktion wie Forellen- oder Karpfenintensivwirtschaft gering.

In der traditionellen Kulturlandschaft ist die Karpfenteichwirtschaft in Gebieten anzutreffen, die durch eine positive Niederschlagsbilanz und wasserundurchlässige Gesteine gekennzeichnet sind. Ein deutlicher Zusammenhang läßt sich in Europa zwischen dem Vorkommen der traditionellen teichwirtschaftlichen Nutzung und der Verbreitung der Moränenlandschaften erkennen, deren kuppiges Relief zahlreiche kleine abflußlose Hohlformen birgt, die sich mit geringem Aufwand aufstauen lassen, ohne dafür weite Landstriche zu überfluten. So gehört die Karpfenteichwirtschaft zum Landschaftsbild des Oberschwäbischen Moränengebietes (KONOLD 1987a), der südostfranzösischen Dombes (BAREAU 1982) oder des nordpolnischen Masurens. Auch die schleswig-holsteinische Moränenlandschaft zählt zu den Regionen, die aufgrund ihrer naturräumliche Ausstattung für die Teichwirtschaft prädestiniert sind.

4.1. Ansprüche der Teichwirtschaft an die Wasserqualität

Aus der teichwirtschaftlicher Sicht müssen Teiche genügend Nährstoffe enthalten, um eine ausreichend hohe Phytoplanktonproduktion hervorbringen zu können, die die Grundlage für einen möglichst hohen Fischertrag bildet. Die Ansprüche an die Wasserqualität nehmen mit der Besatzdichte zu, weil die Fische das Wasser durch ihre Stoffwechselprodukte zusätzlich belasten. Erwachsene Karpfen gelten zwar als wenig empfindliche Fische und können in stark eutrophen, jedoch nicht mehr in hypertrophen Gewässern optimal gedeihen.
Die Höchstgrenzen der Nährstoffversorgung werden in erster Linie durch die Auswirkungen der Primärproduktion auf den pH-Wert und den Sauerstoffgehalt des Wassers diktiert. Die Extremwerte dieser Parameter sowie das Ausmaß ihrer kurzfristigen Schwankungen sind entscheidend für das Überleben des Fischbestandes, wobei Jungfische grundsätzlich empfind-

licher als ältere Tiere auf Fluktuationen der Standortfaktoren reagieren.
Eine ausführlichere Beschreibung der wünschenswerten und tolerierbaren Eigenschaften des Wassers für verschiedene Intensitätsstufen der Karpfenproduktion kann aus BOHL 1982 (Tab. 54 und 55, S. 290-291) entnommen werden.

4.1.1. Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf die Gesundheit der Fische

Sowohl Sauerstoffmangel wie auch Sauerstoffüberfluß können für den Fischbestand fatale Folgen haben.

Frisch geschlüpfte Fische sind gegenüber Sauerstoffmangel sehr empfindlich, weil sie noch nicht zur Kiemenatmung fähig sind und den Sauerstoff ausschließlich durch Diffusion durch die Körperoberfläche aus dem Wasser aufnehmen müssen.
Der Sauerstoffgehalt kann durch künstliche Belüftung verbessert werden. Belüftungsvorrichtungen sind deshalb in den meisten Betrieben vorhanden, die sich auf Satzfischproduktion spezialisiert haben.

Ältere Karpfen gelten dagegen als besonders resistent gegenüber O_2-Mangel und können Engpässe durch Notatmung kurzfristig überbrücken, indem sie den Kopf aus dem Wasser halten und Luftsauerstoff durch die Kiemen aufnehmen. Bei länger anhaltenden sauerstoffarmen Verhältnissen kann es jedoch auch bei erwachsenen Karpfen zu einem Fischsterben kommen. In den meisten Fällen tritt ein Fischsterben erst beim Zusammentreffen mehrerer ungünstiger Faktoren ein. Eine derartige Situation liegt vor, wenn gleichzeitig mit dem Sauerstoffengpaß ein starker Anstieg des pH-Wertes stattfindet, der eine Ammoniakvergiftung auslöst (vgl. Kap. 4.1.2.).

Sauerstoffüberfluß kann am Auslösen der sogenannten Gasblasenkrankheit der Fische beteiligt sein. Gasübersättigung führt durch Bildung von kleinen Gasblasen zur mechanischen Schädigung der Blutgefäße und zu chronischen Blutungen, die Fische langfristig schwächen. Gegenüber dieser schleichenden Schädigung kann auch eine akute Form bei hohen Gasübersättigungen auftreten. Dabei verbinden sich die zunächst mikroskopischen Bläschen im Zusammenhang mit den durch den Herzschlag hervorgerufenen Blutdruckunterschieden zu größeren Gasblasen, die die Kapillare besonders an den Kiemen verstopfen. Die Fische sterben dann an einer Gasblasenembolie (KUHLMANN 1988:133).
Eine Sauerstoffübersättigung ist selten für das Auslösen der Gasblasenkrankheit allein verantwortlich. Meistens liegt gleichzeitig eine Stickstoffübersättigung vor, die die Grenze des tolerierbaren Sauerstoffgehaltes herabsetzt. An der Gesamtgassättigung sind Stickstoff und Sauerstoff im Verhältnis 4:1 beteiligt. Damit werden bei einer vergleichsweise geringen Stickstoffübersättigung den Schwankungen des Sauerstoffgehaltes enge Grenzen gesetzt.
Eine Stickstoffübersättigung kann in Teichen auftreten, die mit unter hydrostatischem Druck stehendem Grund- oder Brunnenwasser gespeist werden. Der Stickstoffgehalt des Grundwassers ist zum größten Teil auf die Nitratdüngung der landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen (KUHLMANN 1988:130). Von besonderer Bedeutung für die Teichanlagen der aufgeforsteten Geestbereiche dürfte ferner die N-Belastung des oberflächennahen Grundwassers sein, die durch säurehaltige Niederschläge in Waldgebieten verstärkt ausgelöst wird (vgl. BLUME et al. 1987:58ff).

Gefährliche Sauerstoffkonzentrationen kommen bei langandauernder künstlicher Belüftung und bei intensiver Assimilation im Gewässer vor. Während starker Algenblüten sind bei hoher Einstrahlung Sauerstoffübersättigungen bis über 300% möglich (BOHL 1982:97).
Besonders im Winter, wenn eine Eisdecke den Gasaustausch mit der Luft unterbindet, können gefährliche Sauerstoffübersättigungen eintreten. Auch der Stickstoff, der durch die Tätigkeit von denitrifizierenden Bakterien im Sediment entsteht, reichert sich unter der Eisdecke im Gewässer an.
Die flachen Standteiche der extensiven Karpfenteichwirtschaft sind aufgrund der großen Kontaktfläche zwischen Luft und Wasser und der langen Verweildauer des Wassers im Gewässer weniger von Gasübersättigungen betroffen als die tieferen und ständig mit neuem Wasser gespeisten Teiche der Intensivhaltung.

4.1.2. Einfluß des pH-Wertes auf die Gesundheit der Fische

Für das Wohlbefinden der Fische darf der pH-Wert des Wassers 6,5 und 8 nicht unter- bzw. überschreiten. Unterhalb von pH 4,5 und oberhalb von pH 10,8 tritt sofort der Tod ein (KOCH, BANK & JENS 1982:37).

Bei pH-Werten unter 5 tritt bei Karpfen die Säurekrankheit auf (BOHL 1982:195). Bei pH-Werten über 10,4 sind Fische akut von der sogenannten Laugenkrankheit bedroht, die zu einer verstärkten Schleimaussonderung durch die Kiemen, zu Kiemenbluten und inneren Blutungen führt (BOHL 1982:200). Langanhaltende pH-Werte über 9 lösen eine Zerstörung der Flossenhäute aus (KOCH, BANK & JENS 1982:38).

Darüber hinaus bestimmt der pH-Wert das Verhältnis zwischen dem für Fische giftigen Ammoniak (NH_3) und dem ungiftigem Ammonium-Ion (NH_4^+). Beim Anstieg des pH-Wertes und der Temperatur nimmt die Ammoniak-Konzentration zu. Für erwachsene Karpfen wird der Grenzwert mit 2 mg NH_3/l angegeben. Bei Jungfischen dürfen 0,2 mg NH_3/l auch kurzfristig nicht überschritten werden, wobei chronische Kiemennekrosen bereits oberhalb von 0,02 mg NH_3/l eintreten (BOHL 1982:204).
Unter aeroben Bedingungen wird das beim bakteriellen Abbau von eiweißhaltigen Verbindungen entstehende Ammoniak zu Nitrit und Nitrat umgewandelt. Bei anaeroben Verhältnissen wird Ammoniak nicht weiter abgebaut und kann sich in gefährlichen Konzentrationen anreichern.
Der Fischbestand ist selbst der Hauptverursacher der Ammoniakbelastung. Fische scheiden größere Ammoniakmengen aus, die beim Stoffwechsel als Rückstände von nicht verwertbarem Nahrungseiweiß entstehen. Zu 90% wird dieses Ammoniak über die Kiemen direkt ins Wasser abgegeben (BOHL 1982:200). Die Gefahr der Ammoniakvergiftung steigt deshalb mit zunehmenden Besatzdichten, die zudem mit einem stärkeren Sauerstoffverbrauch einhergehen.

4.2. Aufbau einer Teichanlage

Mit Ausnahme einiger großer Abwachsteiche des östlichen Holsteins, die isoliert vorkommen, umfaßt eine Teichanlage gewöhnlich mehrere Gewässer unterschiedlicher Funktion, die

durch Dämme oder größere Flächen voneinander getrennt sind. Zu einer vollständigen Anlage gehört zudem ein komplexes Grabensystem, so daß die gesamte Wirtschaftsfläche eine Vielzahl von unterschiedlichen Pflanzenstandorten umfaßt.

Die folgende Kurzcharakterisierung der in einer Teichanlage vorhandenen Lebensräume dient zugleich der Erläuterung einiger teichwirtschaftlicher Fachbegriffe, die im anschließenden Text verwendet werden.
Das teichwirtschaftliche "Allgemeinwissen" entstammt, soweit nicht besonders vermerkt, aus gängigen Lehrwerken der Teichwirtschaft (BOHL 1982, HOFMANN 1987, KOCH, BANK & JENS 1982) sowie aus Gesprächen mit schleswig-holsteinischen Teichwirten.

4.2.1. Grabensystem

4.2.1.1. Zufluß- und Zulaufgräben

Der Teichzufluß dient der Wasserspeisung der Teiche bei der Bespannung und zum Ausgleich der Verdunstungs- und Sickerverluste. Jeder Teich besitzt einen eigenen Zufluß aus dem Zulaufgraben, um unabhängig von den anderen Gewässern der Anlage versorgt werden zu können.
Steht der Zulauf in Verbindung mit einem natürlichen Fließgewässer, so wird er meistens durch ein Wehr von diesem abgetrennt, das zusätzlich dazu dient, Wildfische von der Anlage fernzuhalten. Sowohl in Gebieten mit knapper als auch mit zeitweilig zu starker Wasserversorgung müssen aus teichwirtschaftlicher Sicht die Zulaufgräben regelmäßig ausgeräumt werden, um ein rasches Abfließen des Wassers zu gewährleisten.
In modernen Anlagen werden Zuläufe und Zuflüsse oft durch Kunststoffrohre ersetzt, die die Arbeitskosten für das Instandhalten der Gräben ersparen.

4.2.1.2. Umlaufgraben

Der Teichumlaufgraben leitet nach der Bespannung das nicht genutzte Wasser an den Teichen vorbei. Er zweigt kurz vor dem Teichzulauf ab und mündet unterhalb des Teiches in den Abflußgraben. Besonders in hochwassergefährdeten Gebieten soll der Umlaufgraben in der Lage sein, das gesamte überschüssige Wasser an den Teichen vorbeizuführen.

Einige der großen Abwachsteiche des Östlichen Hügellandes besitzen keinen Umlaufgraben, so daß überschüssiges Wasser über den Mönch aus dem bespannten Teich abgegeben werden muß. Der damit verbundene Wärme- und Nährstoffverlust fällt im Verhältnis zur Größe der Gewässer jedoch nicht ins Gewicht. Im Regelfall überwiegen ohnehin die Sicker- und Verdunstungsverluste, so daß selbst Sommergewitter trotz ihrer Ergiebigkeit die Teiche nur selten zum Überlaufen bringen.

4.2.1.3. Abflußgraben

Der Abflußgraben nimmt beim Ablassen der Teiche das Abflußwasser auf und dient zusätz-

lich als Ablauf für das überschüssige Wasser, das über den Mönch während der Bespannungsphase nach starken Niederschlägen abfließt.
Der Abflußgraben hat im Sommerhalbjahr seine schwächste Wasserführung und wird in dieser Zeit geräumt, um zum herbstlichen Ablaßtermin funktionsfähig zu sein.
Im Idealfall sollte jeder Teich einen eigenen Ablauf besitzen. In der Praxis entwässern gelegentlich Teiche in das nächst abwärts angrenzende Becken, so daß die Gewässer nacheinander abgelassen werden müssen. Besonders in älteren, nicht modernisierten Anlagen kann die Kettenanordnung noch festgestellt werden.

Teichumlauf- und Teichabflußgräben werden unterhalb der Anlage zusammengeführt und ihr Wasser wird an den Vorfluter abgegeben. Oft wird eine Beschattung der Gräben durch Weiden und Erlen toleriert (seltener bewußt gefördert), die ein Zuwachsen durch Wasser- und Uferpflanzen verhindert. Gelegentlich stellen deshalb die ganzjährig wasserführenden, durch die Teichbewirtschaftung unbelasteten Zu- und Umläufe naturnahe Fließgewässer dar, die zwar wegen der geringen Lichtversorgung aus vegetationskundlicher Sicht meist artenarm sind, jedoch für charakteristische Tiergemeinschaften des Fließwassers Lebensräume bieten können (vgl. BOBROWSKI & BÖTTGER 1983).

4.2.2. Uferbereiche und Dämme

Um die Teiche befinden sich Flächen unterschiedlicher Nutzung, wie Wirtschaftswege, kleine Gehölze, Grünland- und Ablageflächen für Teich- und Grabenaushub oder ungenutzte Restflächen mit Gebüschen und ruderalen Staudenfluren. Zur Anlage gehören oft auch Geräteschuppen, bei modernen Satzfischbetrieben ein Bruthaus, gelegentlich einen Verkaufsstand mit Parkplatz und Räucheranlage.
Die Vegetation dieser Flächen wird nicht unmittelbar durch die benachbarten Gewässer beeinflußt und wurde deshalb in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt.

Teichufer können als Flach- oder als Steilufer ausgebildet sein.
Flachufer kommen vornehmlich an Abwachsteichen des Östlichen Hügellands vor, die in den meisten Fällen durch Aufstauung einer natürlichen Niederung entstanden sind. Optisch haben solche Gewässer mit ihrer gewundenen Uferlinie und ihren manchmal ausgedehnten Verlandungsbeständen einen seeartigen Charakter und sind im Sommerhalbjahr auf den ersten Blick von natürlichen Gewässern nicht zu unterscheiden.
Scon aus Kostengründen entfällt bei Teichen größerer Ausdehnung (z.B. Rixdorfer Teich, TK 25 1728 Selent) eine künstliche Versteilung der Ufer zur Röhrichtbekämpfung. Lediglich in der Nähe des Staudammes finden sich kurze Steiluferabschnitte.

Auch kleinere Abwachsteiche, die von Landwirten als Nebenerwerb, aus Liebhaberei oder zur Deckung des eigenen Fischbedarfes betrieben werden, besitzen überwiegend Flach-ufer. Der Teich erfüllt oft zusätzlich eine Vorfluterfunktion für das Drainagesystem der umliegenden landwirtschaftlichen Flächen und kann als Viehtränke genutzt werden. Umfangreiche Maßnahmen zur Instandhaltung der Teiche sind für die Besitzer unwirtschaftlich. Die Verlandung wird lediglich durch das alljährliche winterliche Ablassen aufgehalten. Die Uferzonen solcher Gewässer werden häufig als Rinderweide genutzt, wobei die Tiere die Uferkanten flachtreten, wenn sie Zugang zum Wasser haben. Die angrenzenden Grünlandflächen

sind meistens entweder steil oder neigen zur Vernässung und werden deshalb extensiv genutzt. Umbruch und Ansaat werden selten vorgenommen. Düngung und Herbizideinsatz bleiben in der Regel ebenfalls aus.

In den an aufstaufähigen Hohlformen armen Altmoränengebieten (vgl. Kap. 2.1.) wurde die Mehrzahl der Teiche maschinell ausgehoben. Sie besitzen einen auffälligen geometrischen Grundriß sowie teichwirtschaftlich rationelle Steilufer. Im Unterschied zu den Teichen der Jungmoränenlandschaft geht hier der Anteil der Grundwasserspeisung zugunsten der Quell- und Flußspeisung zurück. Häufig werden Bachläufe aufgestaut, so daß die Teichanlagen terrassenartig größere Höhenunterschiede überwinden. In solchen planmäßig angelegten Teichwirtschaften wird die zur Verfügung stehende Fläche optimal ausgenutzt, so daß die meisten Ufer als Dämme ausgebildet sind, die die einzelnen Gewässer voneinander trennen.

Dämme sind in der Regel von 3 bis 6 m breit und mit Maschinen befahrbar. Sie überragen den Wasserspiegel um ca. 0,6 m. Die innere Böschung fällt mit einem Winkel von ca. 45° zum Teichgrund ab, so daß bei einer Gesamthöhe von 2 m bereits in 1 m Entfernung vom Damm eine für die Ansiedlung von Röhrichten ungünstige Tiefe erreicht wird.
Der Neigungswinkel der Böschung stellt einen von der Dammstatik erzwungenen, flächenverbrauchenden Kompromiß dar. Bei kleinen Becken, in denen der Druck des Wasserkörpers und die Wellenschlaggefahr geringer sind, werden die Ufer senkrecht gegraben. An wellenschlaggefährdeten Abschnitten müssen die Ufer flacher geböscht oder mit Hilfe von Röhrichtanpflanzungen oder Steinen stabilisiert werden.

Der Damm ist an der Wasserseite durch einen schmalen Röhrichtstreifen gesäumt. Je nach Intensität der Pflege schließen sich auf der Dammkrone ruderale Hochstaudenfluren oder kurz gehaltene Rasen an. In den meisten Anlagen werden die Dämme zweimal im Sommerhalbjahr gemäht, wobei das Mähgut in der Regel nicht abtransportiert wird. Dort, wo die Streu nach der Mahd entfernt wird, können sich insbesondere auf sandigen Substraten aufgrund des langjährigen Nährstoffaustrages artenreiche Magerrasen entwickeln. In einigen größeren Teichwirtschaften werden die Dammkronen durch Schafe beweidet.
In den meisten extensiven Karpfenteichanlagen wird das Mähen aufgrund der damit verbundenen Kosten auf ein Minimum reduziert, so daß lediglich die Zugänge zum Mönch und zu den Futterplätzen durchgehend frei gehalten werden.

Bäume und Sträucher werden dagegen grundsätzlich zurückgedrängt, weil sie durch ihre Wurzeln die bei Sturm auftretenden Zugspannungen auf den Dammkörper übertragen. Bäume bewirken zudem eine unerwünschte Beschattung der Wasserfläche und können durch Laubeintrag und Bildung von Gerbsäuren in kleineren Winterungsteichen den pH-Wert des Wassers stark absinken lassen.

4.2.3. Teiche

Karpfenteiche sind in der Regel 1 bis 2 m tief und weisen ein schwaches Gefälle zur Ablaßrinne auf. Bei speziellen Nutzungen können diese Werte über- oder unterschritten werden (siehe unten). Die Fläche eines Teiches schwankt in Abhängigkeit von seiner Funktion zwischen einigen m^2 und mehreren Hektar. Durch den Aufstau von natürlichen Niederungen

können im Östlichen Hügelland einzelne Gewässer wie der Lebrader Teich mit 13 ha (TK 25 1728 Selent) eine beträchtliche Ausdehnung erreichen.

Karpfenteiche müssen vollständig ablaßbar sein und besitzen deshalb eine Zu- und Abflußregulierung. Im Idealfall sollte der Teichgrund nach der Trockenlegung zur Bodenbearbeitung durch landwirtschaftliche Maschinen befahrbar sein.
Zur rascheren Ablaßbarkeit ist der Teichgrund von einem Grabensystem durchzogen, über dessen Beschaffenheit auch Vegetationsinteressierte elementare Kenntnisse verfügen sollten, um bei Begehungen im trüben Wasser unfreiwilliges Tauchen zu vermeiden. Die Gräben sind bis zu 40 cm tief und meistens frei von Makrophytenbewuchs, so daß sie oft eine auffällige beetartige Aufteilung der Wasserpflanzenbestände bewirken.

Die einzelnen Phasen der Karpfenproduktion stellen unterschiedliche Ansprüche an die Gewässer, so daß verschiedene funktionsbedingte Teichtypen entwickelt wurden.
Das Grundprinzip der Karpfenteichwirtschaft beruht auf dem sukzessiven Umsetzen von Populationen gleichaltriger Fische in Gewässer, die jeweils den spezifischen Nahrungsansprüchen ihrer Entwicklungsstufe entsprechen. Die Erzeugung von verkaufsfähigen Karpfen erfordert in Mitteleuropa in der Regel drei Sommer.
Flutungs- und Ablaßtermine richten sich nach dem Wachstum der Fische. Da dieses unter anderem temperaturabhängig ist, können sich von Jahr zu Jahr Verschiebungen bis zu zwei Wochen ergeben.
Die Teichtypen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Morphologie und ihrer Wasserführung. Sie bieten deshalb der Vegetation verschiedene Entwicklungsbedingungen.

4.2.3.1. Laichteiche

Unter natürlichen Bedingungen laichen Karpfen auf überschwemmten Wiesen. Aufgrund dieser Beobachtung entwickelte der Österreicher DUBISCH am Ende des vorigen Jahrhunderts die Laichteichform, die seinen Namen trägt und heute noch Verwendung findet.
Laichteiche oder Dubisch-Teiche sind ca. 20 m lang und 10 m breit. Die Tiefe am Einlauf beträgt um 30 cm, am Auslauf 60 cm. Die Dämme überragen den Wasserspiegel um 1 m. Ein 30 cm tiefer Graben verläuft am Dammfuß um die gesamte Teichinnenfläche.

Dubisch-Teiche stellen kleine künstliche überschwemmbare Wiesen dar. Sie werden kurz vor der Laichzeit im späten Frühling mit frischem, durch ein feines Sieb filtriertem Wasser bespannt, um das Einschwemmen von brutfressenden Tieren zu verhindern. In kühlen Lagen oder in Anlagen, die mit Quellwasser versorgt werden, muß das Wasser erst in einem Vorwärmteich auf die optimale Laichtemperatur von mindestens 18°C gebracht werden.
Das Laichbett wird durch die überschwemmte Vegetation gebildet, die für die Eiablage eine wichtige Rolle spielt. Die Eier sind von einer klebrigen Hülle umgeben und bleiben an den Pflanzen haften. Die Ablage der Eier auf nacktem Grund oder sich zersetzendem Pflanzenmaterial würde ihre Anfälligkeit gegenüber Pilzinfektionen fördern. Darüber hinaus sind die Jungfische besonders in der Dottersackphase unmittelbar nach dem Schlüpfen von einer Sauerstoffunterversorgung bedroht.

Je nach Witterung schlüpft die Brut 4 bis 8 Tage nach dem Laichen. Nach 2 bis 4 weiteren

Tagen kann die schwimmfähige Brut in Vorstreckteiche umgesetzt werden. Eine Fütterung findet in dieser Zeit nicht statt, da die Jungfische noch von den Nährstoffreserven des Dottersacks leben.

Die Teiche werden erst einige Wochen nach der Abfischung abgelassen, um somit ein allzu üppiges Aufkommen von Landpflanzen zu verhindern, die sich bei der Flutungsphase zu rasch zersetzen würden.

4.2.3.2. Vorstreckteiche

Die Vortreckteiche sind 0,1 bis 1 ha groß und am Auslauf bis zu 1 m tief. Diese flachen Teiche werden an windgeschützten Stellen angelegt. Der Teichboden wird gelegentlich bearbeitet und gedüngt, um die Entwicklung der Naturnahrung zu fördern.
Die frischgeschlüpfte Brut wird aus den Laichteichen in die Vorstreckteiche umgesetzt, die sauerstoff- und nährstoffreich sein müssen. Die Teiche werden Anfang Juni bespannt und nach 4 bis 5 Wochen abgelassen, wenn die Jungkarpfen (K_V für "Vorgestreckte") den für sie verwertbaren Nahrungsvorrat aufgezehrt haben. In großen Anlagen, die über ausreichend Teichfläche verfügen oder sich auf die Setzlingproduktion spezialisiert haben, bleiben die Teiche nach der Abfischung bis zum Spätsommer trocken.

4.2.3.3. Brutstreckteiche

In den Brutstreckteichen werden die Vorgestreckten zu einsömmerigen Karpfen K_1 gezüchtet. Die Teiche können 0,5 bis 2 ha groß und im Durchschnitt 1 m tief sein. In Gebieten wie Schleswig-Holstein, in denen keine langandauernden Frostperioden im Winter zu erwarten sind, können die einsömmerigen Karpfen im Brutstreckteich überwintern. Die Teiche werden im Frühling nach dem Umsetzen der Fische in die Streckteiche abgelassen und bleiben für einige Wochen bis zum Sommer trocken.
In einigen Betrieben werden die K_1 im Herbst zum Überwintern in Streckteiche oder in spezielle Winterungen (siehe unten) umgesetzt. Die Brutstreckteiche werden dann abgelassen und bleiben im Winterhalbjahr trocken.

Vorstreckteiche und Brutstreckteiche finden sich nur in den Betrieben, die ihre Brut selbst produzieren oder sich auf den Verkauf von Setzlingen spezialisiert haben. Laichteiche können fehlen, wenn die Anlage über ein Bruthaus verfügt, in dem die Vermehrungsprozedur unter besser kontrollierbaren Bedingungen als im Freiland erfolgt, was allerdings in extensiv arbeitenden Betrieben selten der Fall ist.

4.2.3.4. Streckteiche

Einsömmerige Karpfen verbringen ihren zweiten Sommer in Streckteichen, die eine Fläche von 2 bis 10 ha erreichen können und im Durchschnitt 1,2 m tief sind.
In Betrieben, die keine Setzlinge produzieren, werden die K_1 im Frühling gekauft. Die Teiche werden zur Aufnahme der Setzlinge bespannt und bleiben bis zum Herbst überflutet.

Da die zweisömmerigen Karpfen K_2 in speziellen Teichen überwintern, liegen die Streckteiche im Winter trocken.
In einigen Satzfischbetrieben überwintern die einsömmerigen Karpfen im Streckteich, der dann auch im Winter Wasser führt.

4.2.3.5. Winterungen

Winterungen sind spezielle Teiche, in denen die ein- und zweisömmerigen Karpfen ihren ersten bzw. zweiten Winter verbringen. Die Teiche müssen 1,5 bis 2 m tief sein, damit sich eine thermische Schichtung aufbauen kann, die der Gefahr der Grundeisbildung vorbeugt.
Die Gewässer werden während des Sommers mit dreisömmerigen Karpfen besetzt, die den Boden durchgründeln. Nach dem Ablassen im Herbst wird der nasse Boden oft mit Branntkalk desinfiziert, um die Ausbreitung von Krankheitserregern in der Überwinterungszeit einzudämmen. Die sommerlichen Makrophytenpopulationen brechen dadurch zusammen. Die Teiche werden zum Winterbeginn rasch wieder bespannt. Fällt die Kalkung aus, so können immergrüne Makrophytenbestände die kurze Trockenphase überdauern und sich in den Winterungen weiterentwickeln, wo sie zur Sauerstoffanreicherung des Wassers beitragen. Wenn sich eine Eisdecke bildet und anschließend eine Schneelage das Gewässer abdunkelt, können Pflanzenbestände eine Gefahr für die Fische darstellen. Die Pflanzen sterben bei langen Dunkelphasen ab, was zu einer starken Sauerstoffzehrung im Wasserkörper führt. Damit die Lichtzufuhr aufrechterhalten bleibt, muß der Schnee deshalb abgeschoben werden. Entsprechende Wetterlagen sind aber in Schleswig-Holstein selten und meist von kurzfristigem Bestehen.
Im Frühling werden die Winterungen zur Abfischung abgelassen und im Sommer mit Dreisömmerigen besetzt.

Karpfen sind im Winter nicht aktiv, so daß die Besatzdichten in Winterungen sehr viel höher als in anderen Teichtypen liegen. Sie zählen deshalb zu den wenigen Teichen der extensiven Karpfenteichwirtschaft, die durchflossen werden, da sich die Stoffwechselprodukte der Fische in den kleinen Teichen sonst zu gefährlichen Konzentrationen anreichern würden. Die Durchströmung ist zwar relativ schwach, damit die Schichtung des Wassers und die Winterruhe der Fische nicht gestört werden, dennoch wird während des ganzen Winterhalbjahres verunreinigtes Wasser an den Vorfluter abgegeben.

4.2.3.6. Abwachsteiche

Abwachsteiche werden zur Mast der K_2 zu verkaufsfähigen dreisömmerigen Karpfen benutzt. Es sind sehr nährstoffreiche Teiche, die in einem Vollbetrieb ca. 70% der gesamten bewirtschafteten Fläche einnehmen. Sie liegen im Winterhalbjahr trocken und bleiben von Mitte April bis zur Abfischung ca. in der dritten Oktoberwoche bespannt.
Da ihr Grund durch die ausgewachsenen Tiere intensiv bearbeitet wird, ist die Trübung dementsprechend hoch, so daß die Gewässer bei hohem Fischbesatz ausgesprochen makrophytenarm sind. Zusätzlich wird das Wurzelwerk der Wasserpflanzen durch das Gründeln der Fische geschädigt.
Dieser Teichtyp findet sich schwerpunktmäßig in der Jungmoränenlandschaft, wo einige der

überregional arbeitenden Betriebe aufgrund der hohen Nährstofffracht der Zuläufe ihre Abwachsteiche besitzen. Die Mehrzahl der Nebenerwerbsteichwirtschaften, die nur über ein oder wenige Gewässer verfügen, sind reine Abwachsbetriebe und befinden sich ebenfalls im Östlichen Hügelland.

4.2.3.7. Hälterungen

Hälterungen oder Hälterteiche sind kleine und tiefe Teiche, die in der Nähe der Wirtschaftsgebäude und der Verkaufseinrichtungen angelegt werden. Sie dienen zur Säuberung der Speisefische vor dem Verkauf. Die Tiere müssen mindestens 8 Tage in sehr klarem Wasser verbringen, bis Kiemen und Darm vom Schlamm befreit sind. Grund und Wandungen der Becken sind mit festem Material ausgekleidet, damit die Fische nicht erneut Schlamm zu sich nehmen. Die Gewässer sind deshalb vollkommen makrophytenfrei.

4.3. Wasserpflanzenbekämpfung

Maßnahmen zur Zurückdrängung des Pflanzenbewuchses werden in den schleswig-holsteinischen Teichanlagen mit sehr unterschiedlicher Intensität durchgeführt.
In bezug auf die Notwendigkeit der Wasserpflanzenbekämpfung herrschen konträre Ansichten. Während einige Teichwirte üppige Bestände tolerieren und als optischen Schutz für Jungfische gegen fischfressende Vögel schätzen, sprechen sich andere aufgrund des angenommenen produktivitätsmindernden Einflusses der Makrophyten für eine gründliche Bekämpfung aus.
Bei Extensivhaltung werden die Teiche in der Regel wegen des zur Zurückdrängung der Pflanzen notwendigen hohen Arbeitsaufwandes nicht wasserpflanzenfrei gehalten.
In den letzten Jahren ist die Anzahl der Teichwirte gestiegen, die auf eine umweltschonende Bewirtschaftung bedacht sind und ihre Anlagen den Wanderern und Kunden öffnen, denen sie das Bild einer "grünen Wildnis" bieten. Der Anblick der nur extensiv gemähten Ufer und der mit blühenden Teppichen des Wasserhahnenfußes überzogenen Wasserflächen wirkt sich nach mündlicher Auskunft bei direkter Vermarktung deutlich verkaufsfördernd aus.

Solange Gewässermakrophyten nur lockere Herden bilden, können sie einen positiven Einfluß auf die Teichproduktivität ausüben, indem sie zur Sauerstoffanreicherung des Wassers und zur Habitatdiversität für das Zooplankton beitragen. Jungfische halten sich bevorzugt im Schutz von Pflanzenbeständen auf, weil die Zooplanktondichte dort höher ist. Darüber hinaus verbrauchen sie weniger Energie, um sich bei Auslösung des Fluchtverhaltens in Sicherheit zu bringen. Dieser Faktor spielt in der kritischen Phase der Umstellung auf Selbsternährung nach der Dottersackphase eine wichtige Rolle. Die Jungfische erreichen bei ihren Beutefängen eine Treffsicherheit von lediglich 5% und können bei mäßigem Nahrungsangebot und häufigen Fluchtsituationen leicht verhungern (SCHWOERBEL 1987: 152).

Eine partielle Beschattung durch Wasserpflanzen kann aus mehreren Hinsichten vorteilhaft sein. Fische können bei Klarwasserverhältnissen von zu starker ultravioletter Strahlung geschädigt werden. Dieses gilt insbesondere für Jungfische, die den Teichboden nicht durchgründeln und deshalb keine nennenswerte Trübung durch aufgewühlten Schlamm hervorru-

fen. Ferner kann Beschattung bei schwacher Trübung die Entwicklung von epipelischen Fadenalgen abschwächen (vgl. Kap. 5.1.3.1.).

Die Dynamik der Makrophytenbestände läßt sich aber in warmen und sehr nährstoffreichen Gewässern schlecht kontrollieren, so daß der Einfluß der Wasserpflanzen aus teichwirtschaftlicher Sicht leicht ins Negative umschlagen kann. Üppiger Aufwuchs kann sich auf verschiedene Wege nachteilig auf die Fischerträge auswirken.

Dichte Pflanzenbestände engen den Lebensraum der Fische in Teichen ein. Wasserschwaden und Rohrkolben fördern die Verlandung und neigen bei guter Nährstoffversorgung, wie sie in den Fischteichen meistens gewährleistet ist, zur Ausbildung von ausgedehnten Decken aus verflochtenen Rhizomabschnitten. Ihre Ausbreitung bedeutet einen unmittelbaren Teichflächenverlust. Lediglich ein schmaler Röhrichtsaum wird als Uferschutzstreifen gegen Wellenschlag benötigt.
Sehr dichter Makrophytenaufwuchs kann ferner bei der Abfischung der Jungfische sehr störend sein.

Wenn Nymphaeiden und Lemniden geschlossene Decken bilden, behindern sie die Durchlichtung und die Erwärmung des Wasserkörpers. Die CO_2-Diffusion aus der Luft kann durch eine partielle Abdeckung der Wasseroberfläche gehemmt werden. Da die Phytoplanktonentwicklung dadurch herabgesetzt wird, können Engpässe der Naturnahrung entstehen.

Sowohl Helophyten wie Makrophyten verbrauchen größere Nährstoffmengen, die in für Karpfen nicht verwertbare Phytomasse gebunden und erst nach dem Abbau der organischen Substanz teilweise wieder verfügbar werden. Dabei wird allerdings nicht berücksichtigt, daß wurzelnde Makrophyten in der Lage sind, Phosphor aus dem Sediment zu mobilisieren, der beim Absterben der Pflanzen zum Teil in den kleinen P-Kreislauf eingeschleust wird (vgl. Kap. 5.2.3).
Die Frage, ob submerse Makrophyten eine Quelle oder eine Senke für essentielle Nährstoffe bedeuten, bleibt umstritten. Wie CARPENTER & LODGE 1986 betonen, hängt die Antwort in erster Linie vom Beobachtungszeitraum ab. Während der Vegetationsperiode überwiegt die Nährstoffestlegung in der Biomasse, während beim herbstlichen Zusammenbruch der Bestände beträchtliche Nährstoffmengen wieder freigesetzt werden. Diese Freisetzung erfolgt allerdings kurz vor dem Ablassen der Teiche, so daß die freigewordenen Nährstoffe zumindest partiell aus den Gewässern herausgeschwemmt werden.
Ein Teil der von Pflanzen aufgenommenen Nährstoffe wird von mehrjährigen Arten in unterirdischen Organen gespeichert. Die schwer zersetzbare Streu der wüchsigen Helophyten enthält zwar im Vergleich zu den Rhizomen nur geringe Nährstoffmengen, entzieht sie aber ebenfalls für längere Zeiträume aus dem Kreislauf.
Wird Phytomasse bei Bekämpfungsmaßnahmen aus dem Gewässer entfernt, so bedeutet dieses einen unmittelbaren Nährstoffaustrag.

4.3.1. Mechanische Bekämpfung

Winterliche Trockenlegung und Bodenbearbeitung drängen viele mehrjährige und frostemp-

findliche Makrophyten zurück. Während der Vegetationsperiode können Makrophyten mehrfach gemäht werden, sobald sie die Wasseroberfläche erreichen. Submerse Makrophyten werden durch die wiederholte Mahd lediglich geschwächt. Die Entwicklung einiger Arten, die sich wie *Elodea canadensis* aus Bruchstücken regenerieren, kann durch häufiges Schneiden sogar gefördert werden. Das Mähen erfolgt in den großen Betrieben meistens mit Hilfe schwimmender Balkenmäher. Auch Helophyten lassen sich leicht durch einen Schnitt unterhalb der Wasseroberfläche bekämpfen. Das in das Aerenchym eindringende Wasser führt zu einer raschen Verrottung der unterirdischen Phytomasse.
Die abgeschnittenen Pflanzenteile müssen aus dem Teich entfernt werden, weil ihr Abbau im Gewässer die Sauerstoffbilanz stark belasten würde.
Wasserlinsen und Algenwatten werden mit Keschern abgesammelt oder in großen Betrieben mit Hilfe von Pumpen von der Wasseroberfläche abgesaugt.

4.3.2. Chemische Bekämpfung

Durch wiederholte kleine Superphosphatgaben kann gezielt eine hohe Phytoplanktondichte aufrechterhalten werden, die wegen ihrer starken trübenden Wirkung die Entwicklung der höheren Pflanzen beeinträchtigt (HOFMANN 1987:23). Das Verfahren birgt aber die Gefahr, eine explosionsartige Vermehrung der Algenpopulationen mit anschließendem Zusammenbruch hervorzurufen.

Die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft in Braunschweig hat eine Liste von Herbiziden zusammengestellt, deren Einsatz in Gewässern erlaubt ist. Sie werden jedoch nach HOFMANN 1987 (S. 38) wegen mangelnder Rentabilität nicht hergestellt.
Der Einsatz von Herbiziden in Gewässern unterliegt strengen Bestimmungen und ist melde- und beratungspflichtig. Aufgrund der damit verbundenen hohen Kosten spielt er in Schleswig-Holstein in der extensiven Karpfenteichwirtschaft keine Rolle.

Die Anwendung von Kalkstickstoff zur Pflanzenbekämpfung unterliegt dagegen keinerlei Einschränkung, weil die Substanz nicht als Herbizid eingestuft wird, obwohl ihre Wirkung einer Herbizidanwendung gleichkommt. Kalkstickstoff wandelt sich nach der Ausstreuung auf den abgelassenen Teichgrund in das Pflanzengift Cyanamid um, das schließlich zu Nitrat abgebaut wird. Da Cyanamid auch für Fische stark giftig ist, kann der Teich nach der Behandlung für drei Monate nicht genutzt werden. Ferner besteht die Gefahr einer Kontamination des Vorfluters durch Ausschwemmung aus dem behandelten Teich.
Bei dieser Methode wird die gesamte Bodenfauna und -flora einschließlich des überwiegenden Teils des Wurzelwerkes abgetötet, was der Kalkstickstoffeinsatz zu einer der bedenklichsten Maßnahmen der Teichwirtschaft macht.
Diese Art der Pflanzenbekämpfung erfordert das Tragen von besonderer Schutzkleidung und wird in der extensiven Teichwirtschaft nur selten z.B. zur Vernichtung von Wasserpestbeständen angewendet. In den meisten Fällen wird ein gründliches Ausräumen des Teiches mit anschließender Trockenphase und Frosteinwirkung bevorzugt (mündliche Auskunft).

4.3.3. Biologische Bekämpfung

Seit einigen Jahren werden in wenigen Betrieben Schleswig-Holsteins auch Grasfische zur dauerhaften Entkrautung eingesetzt.
Eine große Gefahr für die ohnehin bedrohte Süßwasserflora geht von Tieren aus, die aus Teichanlagen entweichen und in natürliche Gewässer gelangen, wo sie katastrophale Schäden anrichten können.

Hinter der Bezeichnung "Grasfisch" verbergen sich mehrere Arten, die in China und im östlichen Südsibirien beheimatet sind. Der wichtigste Grasfisch ist *Ctenopharyngodon idella Vall.*, der fälschlicherweise auch "Graskarpfen" genannt wird. Grasfische fressen in erster Linie höhere Wasserpflanzen und Tiere bis zu einer Größe von 6 bis 8 cm (BOHL 1982:229).
Aus produktionstechnischer Sicht bieten die Grasfische den Vorteil, daß sie die Gewässer ohne zusätzlichen Arbeitsaufwand bewuchsfrei halten und die Makrophytenbiomasse durch ihren Kot unmittelbar in Dünger verwandeln. Da Grasfische bei Wassertemperaturen zwischen 20° und 25° täglich bis zu 120% ihres Körpergewichtes an Pflanzen vertilgen können, ist das Risiko einer sekundären Überdüngung nicht auszuschließen (BOHL 1987:229).
Bei zu hohem Besatz sind die Makrophytenbestände rasch vernichtet. Die Grasfische werden zu Nahrungskonkurrenten der Karpfen und vertilgen das für die Karpfen bestimmte Ergänzungsfutter, so daß Pflanzenmaterial wie Mähgut von den Dämmen als zusätzliches Futter gegeben werden muß. Die durch die Fische hervorgerufene Nährstofffreisetzung aus der Phytomasse steigt dann derart an, daß eine künstliche Wasserbelüftung oder eine Durchströmung der Teiche notwendig werden.

Einige Pflanzenarten werden von Grasfischen nicht gefressen (BOHL 1982:229). Dazu gehören die Wasserhahnenfuß-Arten, die in Karpfenteichen recht häufig sind und wie *Ranunculus trichophyllus* gewässerfüllende Kolonien zu bilden vermögen, die Nymphaeiden *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* sowie die Krebsschere *Stratiotis aloides* (VAN ZON 1977).
Wenig gefressen werden Igelkolben-Arten, *Iris pseudacorus*, *Typha angustifolia* und *Polygonum amphibium*. Grasfische verschmähen ferner stark mit Kalkablagerungen verkrustete Pflanzen (BOHL 1982:233). Dieses gilt besonders für Armleuchteralgen, deren Bestände von Karpfen vermutlich aufgrund ihres intensiven Geruches gemieden werden (HOFMANN 1979:35).

Unterhalb der optimalen Wassertemperatur von 25 °C geht die Freßlust der Grasfische schnell zurück (BOHL 1982:229), was ihrem Einsatz in Schleswig-Holstein entgegensteht. Grasfische sind noch wärmeliebender als Karpfen. Sie können in Mitteleuropa zwar überwintern, aber benötigen zur Vermehrung beheiztes Wasser, so daß die Teichwirte auf wiederholten Ankauf von Setzlingen aus speziellen Zuchtbetrieben angewiesen sind (HOFMANN 1987:143). Da Grasfischarten in Europa als Speisefische keinen Absatz finden, ist ihre Verwendung mit einer Erhöhung der Produktionskosten verbunden, die in Schleswig-Holstein nur bei Intensivbewirtschaftung sinnvoll ist.
In den traditionell bewirtschaftenden Karpfenbetrieben werden in Schleswig-Holstein noch keine Grasfische eingesetzt, obwohl der Landesfischereiverband zu dieser Maßnahme rät (Dipl. Ing. K. DAUSTER, mündl. Mitt.).

5. Ökologische Charakterisierung der Karpfenteiche

Die Pflanzenwelt der bewirtschafteten Fischteiche fand bislang wenig Beachtung, so daß die besonderen ökologischen Verhältnisse dieser Standorte unter Vegetationsinteressierten meist wenig bekannt sind. Der Standortbeschreibung wird deshalb hier mehr Platz eingeräumt, als dies sonst bei vegetationskundlichen Untersuchungen üblich ist.

Die folgenden Ausführungen fußen nur in wenigen Fällen auf speziell an Fischteichen durchgeführten Untersuchungen. Die Ökologie der höheren Wasserpflanzen spielt in der Fischereibiologie keine nennenswerte Rolle, so daß nur spärliche Informationen aus der Fachliteratur zu entnehmen sind. Wie SAND-JENSEN und BORUM hervorheben (SAND-JENSEN & BORUM 1991:138), galt diese Feststellung lange Zeit auch für die klassische limnologische Forschung, die sich vornehmlich mit Fragen der Planktonökologie befaßte. Erst in den letzten 10 Jahren wurden verstärkt die besonderen Bedingungen der Litoralzonen untersucht. Aufgrund der komplexen Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen- und Tierbestand, Wasserkörper und Sediment ist es in diesem Bereich bedeutend schwieriger als in pelagialen Teilsystemen, ökologische Zusammenhänge quantitativ zu erfassen. In flachen Gewässern wie Fischteichen, die definitionsgemäß ausschließlich aus einer Litoralzone bestehen, ist deshalb mit einer komplexen Verzahnung von Prozessen zu rechnen, die für die Limnologie der größeren Gewässer nur eine untergeordnete Rolle spielen und oft vernachlässigt wurden.
Seit einigen Jahren wird dem Einfluß von kontrollierten Fischpopulationen auf Gewässer eine größere Aufmerksamkeit geschenkt, da von der Biomanipulation Möglichkeiten zur Restaurierung von Gewässern erhoffen werden. Rezente Kompilationen zu dieser Thematik zeigen jedoch, daß noch viele Fragen zu den Auswirkungen von eingebrachten Fischpopulationen auf die biotischen und abiotischen Vorgänge in Gewässern offen sind (BENNDORF 1988).

In der folgenden Einführung werden zunächst die Eigenschaften des Wasserkörpers und anschließend die Dynamik der Teichböden behandelt. Diese Gliederung wurde lediglich zur Übersichtlichkeit der Darstellung gewählt. Es bestehen zwischen Wasserkörper und Gewässerboden zahlreiche Wechselbeziehungen, auf welche bei der Erörterung der Austauschvorgänge am Interface Teichboden/Wasserkörper hingewiesen wird. Sie sind insbesondere für wurzelnde Makrophyten, die diesen Grenzbereich besiedeln und prägen, von großer Bedeutung.
Da die Standortbeschreibung in erster Linie der Verdeutlichung der Lebensbedingungen von Helophyten und Makrophyten in Karpfenteichen dienen soll, wird deshalb die Dynamik der Algenpopulationen lediglich aus der Perspektive ihrer Auswirkungen auf die Existenzmöglichkeiten der höheren Wasserpflanzen (Einfluß auf das Lichtklima, Konkurrenz um Nährstoffe usw.) besprochen. Ähnlich wird mit der Darstellung des Einflusses der Fischpopulationen verfahren, die die Produktions- und Abbauvorgänge in Fischteichen in einem unter natürlichen Bedingungen nicht gegebenen Ausmaß beherrschen.

Durch Gespräche mit schleswig-holsteinischen Teichwirten konnten die regionalen Abweichungen vom lehrbuchmäßigen Bewirtschaftungsschema in Erfahrung gebracht werden.

5.1. Ökologische Charakterisierung des Teichwasserkörpers

5.1.1. Morphologie der Teichbecken

Fischteiche sind den Bedürfnissen der Fischproduktion entsprechend flache Gewässer mit ebenem Grund, deren Tiefe selten 2 m übersteigt (vgl. Kap. 4.2.3.). Benthal und Pelagial gehören folglich zur litoralen Zone und befinden sich potentiell im trophogenen Bereich. Daraus resultiert die Möglichkeit einer hohen Primärproduktion, die eine Grundlage der Naturnahrungsentwicklung darstellt. Damit sind Fischteiche als morphologisch eutrophe Gewässer zu bezeichnen (SCHWOERBEL 1987:82).
Nach der klassischen Gliederung des Litorals (vgl. SCHWOERBEL 1987:59 ff) gehört die gesamte Teichfläche zur Uferzone. Eine weitere Unterteilung in Eulitoral und Infralitoral hat bei Karpfenteichen wenig Sinn, da ablaßbedingte Wasserstandsschwankungen das gesamte Gewässer erfassen.

5.1.2. Hydrologie

5.1.2.1. Herkunft des Wassers

Im Hinblick auf ihre Wasserversorgung lassen sich drei Teichtypen unterscheiden.
Himmelsteiche werden ausschließlich von Niederschläge und Grundwasser gespeist. Ihr Wasserstand ist deshalb schlechter regulierbar als derjenige der Gewässer, deren Versorgung durch Zuleitung aus perennierenden Flüssen gesichert wird. Da sie auf ein vergleichbar großes oberirdisches Einzugsgebiet angewiesen sind, liegen sie in der Regel in schwach reliefierten Landschaften. Das geringe Gefälle zum Vorfluter hat zur Folge, daß sowohl die Bespannung als auch das Ablassen eine längere Zeit beansprucht als bei fließwassergespeisten Teichen. Da eine Verkürzung der Bespannungsphase in Schleswig-Holstein aufgrund der aus klimatischen Gründen ohnehin kurzen Produktionszeit nicht in Frage kommt, wird der zusätzliche Zeitbedarf auf Kosten der winterlichen Trockenphase gedeckt.
Wasserengpässe im Spätsommer können nicht ausgeglichen werden, so daß Teile des Ufers in niederschlagsarmen Sommern ab Mitte August trockenfallen. Damit auch in trockenen Sommern genügend Wasser im Teich verbleibt, sind bewirtschaftete Himmelsteiche etwas tiefer als andere Teiche.

Die Mehrzahl der Teiche der Geest wird durch Fließgewässer gespeist. Ihre Wasserführung ist bei entsprechendem Ausbau des in Kap. 4.2.1. beschriebenen Grabensystems vollständig regulierbar. Da ihr Wasserstand kaum noch von den Witterungsverhältnissen beeinflußt wird, stellen sie aus hydrologischer Sicht naturfernere Systeme als Himmelsteiche dar.

Quellspeisung kommt vor allem in den Randbereichen der Altmoränenkuppen der holsteinischen Hohen Geest vor und kann bei starker Schüttung zur Hauptwasserlieferung werden.
Diese Situation kann aus teichwirtschaftlicher Sicht Nachteile nach sich ziehen. Quellige Teichgründe lassen sich schlecht trockenlegen und können deshalb nicht optimal bearbeitet werden. Stark eisenhaltiges Quellwasser führt zur Bildung von Eisenüberzügen auf den Kiemen der Fische (KOCH, BANK & JENS 1982: 50), so daß es vor der Anwendung enteisent werden muß. Quellwasser ist zudem meistens zu kalt für die Ansprüche der Karp-

fenzucht und muß erst in einem Vorwärmteich auf die notwendige Temperatur gebracht werden.

5.1.2.2. Wasserstandsschwankungen

Bewirtschaftete Teiche sind periodische Gewässer, deren Wasserstände vom Menschen weitgehend regulierbar sind. Die Wasserstandsschwankungen erfolgen meist abrupt, so daß die Lebewelt nur über einen sehr knappen Zeitraum verfügt, um sich auf die drastische Umweltveränderung durch Ablassen oder Bespannen einzustellen.

Wie im Kap. 4.2.3. dargestellt, unterliegen die verschiedenen Teichtypen je nach Nutzung einem unterschiedlichen Bespannungsrhythmus. Charakteristisch für sämtliche bewirtschaftete Karpfenteiche ist jedoch, daß sie jedes Jahr für mindestens mehrere Wochen kein Wasser führen.
Die meisten Teiche liegen im Winter trocken, so daß Fauna und Flora der unmittelbaren Einwirkung des Frostes ausgesetzt sind, anstatt, wie in natürlichen Gewässern, von einer Wasserschicht geschützt zu werden. Im Unterschied zu natürlichen periodischen Gewässern der gemäßigten Breiten fällt ihr Höchstwasserstand in die Vegetationsperiode und somit in jene Jahreszeit, in der unter natürlichen Bedingungen als Folge des sommerlichen Verdunstungsmaximums der tiefste Stand des Wasserspiegels erreicht wird. Verdunstungs- und Sickerverluste werden nach Möglichkeit durch Wassereinleitungen ausgeglichen, so daß der Wasserstand konstant bleibt. Wie in den ausgesprochen trockenen Frühlings- und Sommermonaten 1992 festgestellt werden konnte, macht sich der Einfluß langer niederschlagsarmen Perioden deshalb weniger bemerkbar als in natürlichen Gewässern.

Aus hydrobiologischer Sicht ist ferner die jährlich einmalige, vollständige Erneuerung des Wasserkörpers von Bedeutung. Dieser Rhythmus verkürzt sich in der Regel nicht, weil die meisten Teichanlagen einen Umlaufgraben besitzen, der überschüssiges Wasser bereits vor den Teichen umleitet, so daß im Unterschied zu Forellenteichen keine Durchströmung der Teiche stattfindet (vgl. Kap. 3.3.1. und Kap. 4.2.1.2.).

In bewirtschafteten Fischteichen steuert der Ökophasenwechsel (zum Begriff vgl. HEJNY 1960:21 ff.) in entscheidendem Maße die Ansiedlung der Arten und die Entwicklung der Pflanzengemeinschaften.
Von besonderer Bedeutung ist die Geschwindigkeit der Phasenablösung. Die Größe des Gewässers beeinflußt die Dauer der Trockenlegung und der Bespannung. In kleineren Gewässern mit künstlich versteilten Ufern ist der Vorgang binnen weniger Stunden oder Tage abgeschlossen. Bei Teichen mit sehr schwachem Gefälle zum Vorfluter können vom Beginn des Ablassens bis zur vollständigen Trockenlegung mehrere Wochen verstreichen.

Der Übergang von der **Hydrophase**, die eine vollständige Anpassung der Pflanzen an einem hohen Wasserstand verlangt, zur **terrestrischen Phase**, in der die Durchlüftung des Bodens eine zunehmend große Rolle spielt, wird nur von einer sehr kurzen **litoralen Phase** und einer etwas längeren **limosen Phase** hinausverzögert. Insbesondere die litorale Phase, in der eine seichte Wasserschicht über dem Gewässergrund verbleibt, kann in Fischteichen vollständig ausfallen. In der anschließenden limosen Phase finden bei noch mit Wasser gesättig-

tem Boden die morphologischen und physiologischen Modifikationen statt, die einige submerse Pflanzen zur Ausbildung einer Landform befähigen. Die Dauer dieser Phase hängt von der Bodenart, der Wirksamkeit der Teichgrundentwässerung und den Witterungsverhältnissen ab. Die limose Phase ist in den Teichen, die im Sommer abgelassen werden, meist gut entwickelt. Ergiebige Niederschläge können einen kurzfristigen Rückgang zur litoralen Phase bewirken. Die terrestrische Phase ist in den nur kurzfristig im späten Frühling gefluteten Laichteichen während der gesamten Sommerzeit ausgebildet. Je nach Entwässerungsgrad des Bodens dominiert im Winterhalbjahr die limose oder die terrestrische Phase.

5.1.3. Lichtklima

Das Lichtangebot gehört zu den wichtigsten Standortfaktoren in Karpfenteichen. Da die Nährstoffversorgung durch Bewirtschaftungsmaßnahmen gesichert wird, kann dem Licht die Rolle des Minimumfaktors für die Primärproduktion zukommen.
Aufgrund der geringen und gleichmäßigen Tiefe der Gewässer befindet sich der gesamte Wasserkörper bei Klarwasserverhältnissen in der euphotischen Zone. Dennoch können verschiedene Faktoren zu einer Einschränkung der photosynthetischen Leistung in geringen Tiefen führen. Die Kompensationstiefe kann bei besonderen Bedingungen bereits 30 cm unterhalb der Wasseroberfläche liegen (BARTHELMES 1981:123).
Externe Beschattung durch überhängende Bäume spielt in gewerblich geführten Teichanlagen meisten keine nennenswerte Rolle.
Interne Beschattung kann durch verschiedene Vorgänge verursacht werden. Am wirksamsten erweist sich die Ausbildung einer durchgehenden Makrophytendecke aus Lemniden oder Nymphaeiden, die nicht nur das Eindringen des Lichtes und die Erwärmung des Wassers, sondern auch den Gasaustausch zwischen Luft und Wasserkörper behindert. Die Entwicklung solcher Makrophyten-Massenbestände wird deshalb durch teichwirtschaftliche Maßnahmen unterbunden (vgl. Kap. 4.3.). Eine hohe Planktonproduktion kann zu einer starken Selbstbeschattung führen, die - bezogen auf das gesamte Wasservolumen - die Nettoproduktion beträchtlich sinken läßt (vgl. KORINEK et al. 1987:31).

5.1.3.1. Einfluß von Algenpopulationen auf das Lichtklima

Die Algenflora ist in Fischteichen in der Regel artenreich und kann in verschiedene Lebensformengruppen eingeteilt werden, die Produktionsvorgänge in unterschiedlichem Maße beeinflussen (MARVAN, KOMAREK, ETTL & KOMARKOVA 1978:296).
Massenentwicklungen von epipelischen Fadenalgen können dichte Watten bilden, die sich vom Grund lösen, frei an der Oberfläche treiben und eine Beschattung des Wasserkörpers hervorrufen.
Die auf submersen Teilen von Makrophyten lebenden Algenbestände (Epiphyton) können für einzelne betroffene Makrophyten eine noch wichtigere Rolle spielen.
Vom Phytoplankton geht in der Regel der größte Einfluß auf das Gesamtlichtklima im Gewässer aus.

Epipelon

Fädige Algen vor allem der Gattungen *Cladophora*, *Spirogyra* und *Hydrodictyon* können in Karpfenteichen dichte Bestände bilden, die sich zunächst als epipelische Matten auf dem Teichgrund entwickeln (OPUSZINSKI 1987:71). Sie können derart verfilzen, daß der durch die Algen selbst produzierte Sauerstoff sowie andere im Sediment entstehende Gase nicht entweichen können und sich zu größeren Blasen stauen, die die Algenmatten schließlich reißen und zur Oberfläche auftreiben lassen.
Die Anfangsentwicklung der Fadenalgen im epipelischen Stadium wird durch langanhaltende Klarwasserstadien gefördert, die eine Durchlichtung des Wasserkörpers bis zum Grund ermöglichen. Dichte Fadenalgenteppiche bilden sich deshalb häufig in Vorstreck- und Brutstreckteichen, in denen die Jungfische den Teichboden nicht durchgründeln. Dort werden sie von Teichwirten besonders gefürchtet, weil Jungfische sich mit den Kiemen im Algenfilz verfangen (KOCH, BANK & JENS 1982:60).
Hohe Phosphat- und Kalkgehalte regen *Cladophora*, *Vaucheria* und *Hydrodictyon* zur Massenvermehrung an (SIMONS & VAN BEEM 1990). Diese Gattungen sind deshalb charakteristisch für frisch angelegte und gedüngte Teiche mit sandigem Grund, in denen Düngerphosphate kaum gespeichert werden, was zu einer hohen Abgabe ins Wasser unmittelbar nach der Flutung führt (KOCH, BANK & JENS 1982:61).

Epipelische Algen können den Teichgrund vollständig bedecken und die Keimung von lichtbedürftigen Makrophyten unterbinden, so daß das Gewässer trotz Klarwasserverhältnisse makrophytenarm bleibt.
Die Auswirkungen auf das gesamte Lichtklima des Wasserkörpers sind meist nicht gravierend, weil treibende Algenwatten sehr leicht vom Wind verdriftet werden. Mit Ausnahme der Uferbereiche, an denen die Algendecken wiederholt akkumuliert werden, ist die Beschattung meist von kurzer Dauer.

Epiphyton

Epiphytische Algen rufen eine starke Beschattung ihrer Trägerpflanzen hervor und können deshalb die Entwicklung von submersen Makrophyten erheblich beeinträchtigen. Die Lichtextinktion durch Epiphyten kann bis zu 82% der an einem Wuchsort potentiell verfügbaren Lichtmenge betragen (SAND-JENSEN & BORUM 1991:156). Die Dichte des epiphytischen Aufwuchses hängt von mehreren Faktoren ab.

Zwischen Phosphatgehalt des Wassers und Dichte des epiphytischen Aufwuchses besteht eine direkte Korrelation (SAND-JENSEN & BORUM 1991:155).
Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Dauer der den Algen zur Verfügung stehenden potentiellen Wuchsperiode. Die submersen Organe der Makrophyten sind unterschiedlich langlebig. Die Blatterneuerungsrate bestimmt deshalb die Anfälligkeit der Pflanzen gegenüber epiphytischem Überwuchs. Die Entwicklung der langsam wachsenden Isoetiden wird in starkem Maße von Algenüberzügen beeinträchtigt (SAND-JENSEN & BORUM 1991:156). Bei rasch wachsenden Arten erweist sich die häufige Erneuerung der Blätter als eine sehr wirksame Strategie zur Optimierung der Lichtversorgung, indem sich die Pflanzen ihrer älteren, stark überwachsenen Blättern entledigen. Der Blatterneuerungsrhythmus wird durch

die Dichte des epiphytischen Aufwuchses beeinflußt. In Abwesenheit von Algen erneuern selbst raschwüchsige Arten ihre Blätter bedeutend langsamer (OZIMEK, PIECZYNSKA & HANKIEWICZ 1991:312).

Epiphytische Algen können durch grasende Tiere wie Schnecken vernichtet werden, was sich positiv auf die photosynthetische Leistung der Trägerpflanzen auswirkt (BRÖNMARK 1985). Ferner sollen einige Makrophyten in der Lage sein, durch allelopathische Stoffe die Entwicklung von Aufwuchsalgen zu unterbinden. Diese Fähigkeit wird u.a. den Gattungen *Chara*, *Nitella*, *Elodea*, *Ceratophyllum* und *Ranunculus subgen. Batrachium* zugeschrieben (WIUM-ANDERSEN 1987:168). Ob allelopathische Stoffe tatsächlich einen Einfluß auf die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften ausüben, ist noch nicht abschließend geklärt. FORSBERG, KLEIVEN & WILLEN 1990 heben hervor, daß *Characeae*, die über diese Strategie verfügen sollen, oft nicht weniger veralgt sind, als andere am selben Wuchsort vorkommende Arten. Es bleibt nach wie vor umstritten, ob die durch Extraktion nachweisbaren Stoffe in einer zur Unterbindung des Algenaufwuchses ausreichenden Menge ausgeschieden werden.

In Karpfenteichen sind epiphytische Algenüberzüge am üppigsten in Gewässern entwickelt, die im Winterhalbjahr bespannt bleiben, was wahrscheinlich auf das durch die Wintertemperaturen stark herabgesetzte Wachstum der Makrophyten zurückzuführen ist. Der Entwicklung der weniger kälteempfindlichen Algen steht deshalb ein längerer Zeitraum zur Verfügung. Die Algen zeigen ab März bei zunehmenden Tageslängen ein besonders intensives Wachstum und könnten für das Absterben der überwinternden Blätter mitverantwortlich sein.
Im Sommerhalbjahr sind epiphytische Algen meist nur schwach entwickelt, was vermutlich durch die Nährstoffkonkurrenz mit planktischen Algenpopulationen bedingt ist. Ferner kommen in Fischteichen überwiegend raschwüchsige submerse Arten vor, die Algen kein langlebiges Substrat bieten. Eine Ausnahme stellt die Zwiebelbinse *Juncus bulbosus* dar, die als einzige Art regelmäßig mit dichten Algenüberzügen angetroffen wurde, während die in denselben Beständen vorkommenden Laichkräuter oder Wasserhahnfußarten epiphytenfrei waren (vgl. Kap. 7.2.4.).

Phytoplankton

Die horizontale Variation des Phytoplankton ist selbst in buchtenreichen Karpfenteichen in der Regel gering. Lediglich der Unterschied zwischen Pelagial und Röhrichtzonen läßt sich deutlich nachweisen (MARVAN, KOMAREK, ETTL & KOMARKOVA 1978). Mit Ausnahme der bei ruhigem Sommerwetter eintretenden Konzentrationen an der Wasseroberfläche ist keine dauerhafte vertikale Zonierung ausgebildet (MARVAN, KOMAREK, ETTL & KOMARKOVA 1978:297).

Die **Intensität der Primärproduktion** weist in bewirtschafteten Teichen sehr starke saisonale Schwankungen auf, die im Unterschied zu natürlichen Systemen kein regelhaftes, jahreszeitlich bedingtes Muster erkennen läßt. Es kann lediglich festgestellt werden, daß das Produktionsmaximun nicht in den Winter und das Minimum nicht in den Sommer fallen (KORINEK et al. 1987: 35), da die Rolle der abiotischen Faktoren durch den übermächtigen Einfluß des Fischbestandes in den Hintergrund gedrängt wird.

Die **Artenzusammensetzung der Algenpopulation** unterliegt ihrerseits einer deutlichen Rhythmik (KORINEK et al. 1987:36ff).
Kurz nach der Bespannung im Frühling entwickelt sich eine durch nanoplanktische Algen (kleiner als 40 μm) dominierte Population. Die Ausprägung und die Dauer dieses Dominanzstadiums werden in erster Linie durch den Fraßdruck der Daphnien bestimmt, die in Karpfenteichen 70 bis 95 % der gesamten Zooplanktonbiomasse bilden (KORINEK et al. 1987:40).

Im Spätfrühling folgt meistens ein ausgesprochenes Klarwasserstadium. Da der Fraßdruck der Karpfen bei den für sie noch zu kühlen Temperaturen gering ist, kann eine dichte Daphnien-Population heranwachsen, die durch intensive Filtriertätigkeit Verschiebungen im Algenartenspektrum bewirkt. Größere Arten, die von den Filtrierern nicht beeinträchtigt werden, und kleinere Arten, die geschützt durch gallertartige Überzüge den Darmtrakt der Filtrierer unbeschädigt passieren, genießen einen Konkurrenzvorteil. Insgesamt werden die Dichte des Phytonanoplankton und die von ihr hervorgerufene Trübung durch das Zooplankton deutlich herabgesetzt (KORINEK et al. 1987:37). Durch die Länge des Klarwasserstadiums im Frühling unterscheiden sich Karpfenteiche wesentlich von flachen Seen.
Sobald der Fraßdruck der Karpfen bei steigenden Temperaturen zunimmt, kommt es zu erneuten Verschiebungen in der Zusammensetzung des Zooplankton, die durch die Verlagerung der Nahrungsansprüche der heranwachsenden Fische auf größere Planktontiere hervorgerufen werden. Der Druck auf das Nanophytoplankton nimmt ab, so daß sich im Hochsommer neue Populationen, allerdings von anderen Arten, aufbauen können, die wiederum die Nahrungsgrundlage für eine höhere Filtriererpopulation bieten. Es können deshalb mehrere von kurzen Klarwasserstadien getrennte Sommernanoplankton-Peaks aufeinanderfolgen (KORINEK et al. 1987:37).
Fischsterben oder Sauerstoffmangel, der die Aktivität und damit den Fraßdruck der Fische herabsetzt, können ebenfalls Klarwasserstadien zur Folge haben.

MITCHELL et al. 1988 konnten zeigen, daß die Makrophytenbesiedlung der flachen eutrophen Seen der kühl-gemäßigten Breiten durch die Strenge des vorausgegangenen Winters beeinflußt wird. Nach harten Wintern müssen die Pflanzen sich aus der grundnahen Schicht des Gewässers neuentwickeln und können durch die frühe Bildung von Phytoplanktonblüten nachhaltig daran gehindert werden. In milden Wintern ist die Überlebensrate der submersen Pflanzen dagegen hoch, so daß die Makrophyten besser mit Licht versorgte Bereiche des Wasserkörpers rasch erreichen.
Vor diesem Hintergrund wird die Bedeutung der langen Klarwasserstadien im Spätfrühling für die Besiedlung von Karpfenteichen durch submerse Pflanzen verständlich. In den Gewässern, die im Winter abgelassen werden, müssen sich die Makrophyten aus Samen, Turionen oder Rhizomen regenerieren. Ihr Lichtbedarf ist in dieser Phase sehr hoch, weil sie vom Gewässergrund hochtreiben müssen. Wenn die zur Entwicklung der Makrophyten erforderlichen Temperaturen erreicht sind, ist das kurze, durch das Phytonanoplankton dominierte trübe Stadium bereits durch ein Daphnien-induziertes Klarwasserstadium abgelöst worden. Da die Erwärmung der flachen Teiche rasch genug erfolgt, um die Makrophytenentwicklung zu fördern, und dennoch nicht ausreichend ist, um einen starken Fraßdruck der Fische auf die Filtrierer auslösen, genießen die submersen Pflanzen in dieser kritischen Phase ihrer Entwicklung eine optimale Lichtversorgung. Nach eigenen Beobachtungen kann diese Situation zwei bis drei Wochen anhalten, insbesondere wenn die Lufttemperaturen wie im Mai

1992 vergleichsweise lange kühl bleiben.

Der Hochsommeraspekt wird in den Karpfenteichen durch Cyanobakterien-Blüten der Gattungen *Anabaena* ("Punktalge" in der teichwirtschaftlichen Literatur), *Microcystis* und *Aphanizonemon* ("Sichelalge") dominiert.
Die periodische, predationsbedingte Dezimierung der Nanoplanktonalgen stellt nur einen der Gründe dar, die die Entwicklung der Cyanobakterien in Fischteichen fördern. Das Vorkommen der Blaualgen wird auch durch die Vitalität der Grünalgen, ihrer wichtigsten Konkurrenten, mitbestimmt (STEINBERG & HARTMANN 1988:280).
Weitere Faktoren wie hohe Temperaturen und ein bei hoher Primärproduktion niedriges N/P-Verhältnis fördern die Entwicklung der N-fixierenden Cyanobakterien. Ebenfalls positiv wirkt sich eine intensive Durchmischung des Wasserkörpers aus. Darüber hinaus nimmt bei pH-Werten über 9 der Anteil des freien Kohlendioxids im Wasser stark ab, so daß der CO_2-Mangel die konkurrierenden Grünalgen schwächen kann. Obwohl STEINBERG & HARTMANN 1988 bewirtschaftete Fichteiche in ihre Untersuchung nicht einbezogen haben, läßt sich feststellen, daß die von ihnen herausgearbeitete Faktorenkonstellation mit hoher Stetigkeit dort ausgebildet ist und daß Teiche für die Entwicklung von Cyanobakterienblüten als geradezu prädestinierte Standorte erscheinen.
Das regelhafte und massenhafte Auftreten von *Aphanizomenon flos-aquae*-Blüten war vor der Einführung der Phosphatdüngung unbekannt. *Aphanizomenon*-Blüten wurden von den Teichwirten durch Phosphatgaben gezielt herbeigeführt, weil die Blaualge als Nahrungsgrundlage für Chironomiden-Larven dient, die wiederum von den Karpfen gefressen werden (OPUSZINSKI 1987:77). Aufgrund der vergleichsweise günstigen Sauerstoffversorgung der flachen Gewässer und der Resistenz der erwachsenen Karpfen gegenüber O_2-Engpässen ist die Gefahr eines Fischsterbens beim Zusammenbruch der Blaualgenpopulationen relativ gering.

Bei mittleren Besatzdichten bildet *Aphanizomenon* lockere, im klaren Wasser verteilten, Aggregate, die häufig in den schleswig-holsteinischen extensiven Karpfenteichen beobachtet werden können. Die Beleuchtungsverhältnisse sind dabei für Makrophyten wesentlich günstiger als bei Nanoplanktonblüten.
Bei hohen Besatzdichten werden allerdings selbst bei hohen Phosphatgehalten des Wassers die *Aphanizomenon*-Blüten seltener, weil der Predationsdruck auf das Zooplankton stärker ist. Die Bedingungen werden dadurch für das Phytonanoplankton günstiger. Das Verhältnis zwischen Blaualgen und Phytonanoplankton ist damit ausgeglichener, so daß es selten zu einer Massenentwicklung der Blaualgen kommt (KORINEK et al. 1987:38). Das Lichtklima bleibt deshalb während des gesamten Sommers für submerse Makrophyten sehr ungünstig. Solche Verhältnisse sind für intensiv genutzte Karpfenteiche charakteristisch.

Die Besonderheiten des Jahresganges des Lichtangebotes tragen in entscheidendem Maße zur Standortgunst der extensiven Karpfenteiche für Gewässermakrophyten bei.
Aus dieser knappen Darstellung der Zyklen der Phytoplanktonentwicklung in Karpfenteichen geht hervor, daß die Lichtversorgung - über die gesamte Vegetationsperiode bilanziert - nicht so ungünstig ist, wie nach dem einmaligen Aufsuchen eines Gewässers während eines trüben Stadiums vermutet werden könnte. Submerse Arten, die in der Lage sind, Stadien starker Trübung zu überdauern und Phasen besserer Lichtversorgung durch verstärktes Wachstum auszunutzen, können deshalb in Karpfenteichen vitale Bestände aufbauen. Die intensiven und

rasch eintretenden Schwankungen des Lichtklimas erfordern allerdings eine hohe Flexibilität. Die oft unterschiedliche Färbung von z.B. *Potamogeton berchtoldii* oder *Myriophyllum spicatum* deutet darauf hin, daß einige Makrophyten durch wechselnde Anteile ihrer Farbpigmente auf Schwankungen der Lichtverhältnisse reagieren. Wie SPENCER und KSANDER 1990 nachweisen konnten, ist die Anthocyan-Bildung bei den meisten Laichkräutern ausschließlich lichtabhängig, so daß eine auffällig rötliche Pflanzenfärbung bei sehr trübem Wasser als sicherer Hinweis für ein vorausgegangenes Klarwasserstadium gedeutet werden darf. Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung durchgeführten Dauerbeobachtungen erbrachten den Befund, daß die Rotfärbung ungefähr eine Woche anhält, bis sich die Pflanzen dem neuen Lichtklima entsprechend braun bis dunkelgrün färben.

5.1.3.2. Einfluß des Alters und der Dichte des Fischbestandes auf das Lichtklima

Bei den vorausgegangenen Ausführungen über das Lichtklima im Gewässer wurde der Übersichtlichkeit halber das Gründeln der Fische zunächst außer acht gelassen. Die Aufwirbelung des Teichgrundsedimentes kann eine Trübung hervorrufen, die sich nachhaltiger als die Algenentwicklung auf die Lichtverhältnisse im Gewässer auswirken kann. Die Stärke dieser Trübung wird von mehreren Faktoren bestimmt.
Die Fähigkeit der Fische, den Teichgrund nach Bodennährtieren zu durchsuchen, ist altersabhängig und erst bei zweisömmerigen Karpfen ausgebildet. Ferner beeinflußt die Temperatur die Aktivität und den Nahrungsbedarf der Fische, so daß tiefe Temperaturen oft mit klarerem Wasser verbunden sind.
Die Dichte des Fischbesatzes ist ebenfalls entscheidend für die Intensität und die Gleichmäßigkeit der Trübung.
Bei vergleichbarer Aktivität der Fische ist die Trübung in Gewässern mit tonig-schluffigem Sediment nachhaltiger als in Teichen mit vorwiegend sandigem Substrat ausgebildet, da kleine aufgewirbelte Partikel eine geringere Sinkgeschwindigkeit als Sandkörner besitzen.
Wie bereits dargestellt, üben Fischpopulationen einen wesentlichen Einfluß auf die Entwicklung des Phytoplankton aus, so daß die Lichtverhältnisse sich im Zusammenhang mit den verschiedenen Phasen der Fischaufzucht charakterisieren lassen.

Im ersten Aufzuchtjahr (Vorstreckteiche und Brutstreckteiche) sind Karpfen noch nicht in der Lage, den Gewässergrund durchzugründeln, so daß die durch aufgewirbelten Schlamm hervorgerufene Trübung ausbleibt.
Jungfische, die keine langen Strecken zur Nahrungssuche zurücklegen können, benötigen zum raschen Wachsen hohe Zooplanktondichten, die durch Bewirtschaftungsmaßnahmen herbeigeführt werden und zunächst langanhaltende Klarwasserstadien verursachen.
Aufgrund der geringen Größe der Jungfische sind die Besatzzahlen in der Regel hoch. Der Fraßdruck auf die Planktonfiltrierer nimmt im Laufe des Sommers mit dem Heranwachsen der Fische zu, so daß sich ab August dauerhafte Phytoplanktonblüten entwickeln. Die Verschlechterung des Lichtklimas im Gewässer ist für Gattungen, die wie *Ranunculus* ihren Entwicklungszyklus früh abschließen, von geringer Bedeutung. Wesentlich gravierender kann sie für Arten sein, die wie *Elatine hydropiper* ihre Blüten und Früchte erst in der zweiten Sommerhälfte ausbilden.
Bei geringen Besatzdichten herrschen während der gesamten Vegetationsperiode günstige Lichtbedingungen vor. Die Gewässer sind dementsprechend reich an submersen Makrophy-

ten.
Da Zierfische sich ähnlich wie junge Karpfen verhalten, gelten die beschriebenen Verhältnisse auch für die Gewässer der Kaltwasser-Zierfischzucht.

Im zweiten Aufzuchtjahr (Streckteiche) herrschen die für submerse Makrophyten ungünstigsten Bedingungen.
Die Besatzdichten sind meist hoch, so daß die Planktonfiltrierer bereits im Frühsommer stark dezimiert sind. Negativ wirkt sich zudem der Umstand aus, daß die Zweisömmerigen den Teichboden intensiv durchgründeln. Lediglich Schwimmblattpflanzen, die von der Trübung des Wassers nicht beeinträchtigt werden, können in dicht besetzten Streckteichen existieren.

Im dritten Aufzuchtjahr (Abwachsteiche) nimmt die Besatzdichte der mittlererweile größeren Fische ab. Daphnien werden aufgrund ihrer geringen Größe von den ausgewachsenen Karpfen weniger gefressen.
Bei mäßigen Besatzdichten spielen Phytoplanktonblüten eine nur untergeordnete Rolle, während Blaualgen dominant werden. Solange die Fische über ausreichend Raum verfügen, ist die durch das Gründeln hervorgerufene Trübung nur zeitweilig hoch. Submersen Pflanzen finden hier deshalb günstigere Bedingungen als in Streckteichen vor.
Bei hohen Besatzdichten bleibt der Fraßdruck auf die Daphnien trotz des ungünstigen Räuber-Beute-Größenverhältnisses hoch. Das Teichgrundsediment wird flächenhaft und permanent aufgewirbelt und kommt kaum zur Absetzung. Die schlechte Lichtversorgung schwächt wie in Streckteichen die Entwicklung von submersen Pflanzen. Die mechanische Beanspruchung des Wurzelwerkes durch die kräftig gründelnden Fische trägt zum Verschwinden vieler wurzelnden Makrophyten in der zweiten Sommerhälfte bei.

5.1.4. Einfluß von Wind und Wellenschlag

Da die Wasserflächen durch Windschutzpflanzungen in Ufernähe nicht allzu stark beschattet werden dürfen, wurden die holsteinischen Karpfenteiche nach Möglichkeit in windgeschützter Lage angelegt, um die Gefahr der Ufererosion herabzusetzen und turbulenzbedingte Wärmeverluste gering zu halten.

Bei steil eingegrabenen Teichen über 5 ha Fläche findet in exponierter Lage häufig ein intensiver Uferabbruch statt, dem durch Röhrichtstreifen oder Steinpackungen entgegengewirkt werden kann.

In großen Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes kann bei ausreichender West-Ost-Erstreckung der Gewässer eine Sedimentakkumulation am Westufer festgestellt werden. Die Schlammschicht ist dagegen an den vom Wellenschlag stärker betroffenen östlichen Ufern bedeutend geringmächtiger. Diese charakteristische Verteilung, die auch in tschechischen Teichen beobachtet wurde (DYKYJOVA & KVET 1978:5), deutet indirekt auf eine intensive welleninduzierte Durchmischung des gesamten Wasserkörpers und der oberen Sedimentschichten hin. Selbst wenn das Phänomen wegen der vergleichbar geringen Ausdehnung der Karpfenteiche nicht das Ausmaß der vom Steinhuder Meer bekannten "Treibmudde" (vgl. POLTZ 1980: 3ff) erreicht, kann diese Erscheinung dennoch von ökologischer Bedeutung sein, wenn sie zu einer partiellen Mobilisierung der im Teichsediment gebundenen Nähr-

stoffe während der Flutungsphase führt. Mit diesem Phänomen ist in Schleswig-Holstein verstärkt ab Mitte August in Zusammenhang mit der Zunahme der Sturmhäufigkeit im Spätsommer zu rechnen (vgl. Kap. 2.2.).
Dichter Makrophytenbewuchs wirkt sich dagegen stabilisierend auf den Teichboden aus.

Durch die Akkumulation von abgestorbenem, an der Wasseroberfläche treibendem, organischem Material (Lemniden-Decken, Algenwatten usw.) an geschützten Stellen führt der Wind indirekt zu einer Nährstoffanreichung an den betroffenen Uferabschnitten, die sich an der Ausbildung von Nitrophytensäumen bemerkbar macht (vgl. PIECZYNSKA 1986).

5.1.5. Temperaturverhältnisse

Die Ergebnisse der tschechischen IBP-Arbeitsgruppe (KORINEK et al. 1987) belegen, daß die Temperaturschwankungen in Karpfenteichen - wie in allen flachen Gewässern - in erster Linie von der Lufttemperatur und damit vom Witterungsablauf gesteuert werden.

Fischteiche besitzen aufgrund ihrer geringen Tiefe keine langandauernde thermische Schichtung. Dieses hängt sowohl mit der besprochenen windinduzierten Durchmischung als auch mit dem Umstand zusammen, daß auch kurzfristig eintretende Temperaturschwankungen die gesamte Wassersäule erfassen können. Lediglich bei langen Schönwetterphasen im Hochsommer kann sich eine temporäre thermische Stratifikation einstellen, die mehrere Tage anhält (KORINEK et al. 1987:29). Solche Witterungsverhältnisse treten in Schleswig-Holstein jedoch bedeutend seltener als in den von KORINEK et al. untersuchten südmährischen und böhmischen Teichgebieten auf.
Im Spätsommer werden die Teiche jede Nacht infolge der nächtlichen Abkühlung selbst bei Windstille vollständig durchmischt (KORINEK et al. 1987:30).

Die Temperaturwerte schwanken kurzfristig im diurnalen Rhythmus, mittelfristig in Abhängigkeit von der Wetterlage und vom Jahreszeitenwechsel. Eine Interpolation zwischen einzelnen Meßwerten ist deshalb nur eingeschränkt möglich, was ferner für temperatur-abhängige Kenngrößen wie die Sauerstoffsättigung sowie indirekt für den pH-Wert oder die Ammoniakkonzentration des Wassers gilt, die durch die Intensität der biologischen Vorgänge beeinflußt werden.
Langjährige Meßreihen belegen, daß die Temperaturschwankungen in der Phase der Frühlingserwärmung am stärksten sind, während die herbstliche Abkühlung einen gleichmäßigeren Vorgang darstellt (KORINEK et al. 1987:30).

5.1.6. Kohlendioxid- und Sauerstoffversorgung

Die Intensität der Primärproduktion kann bei ausreichender Licht- und Nährstoffzufuhr durch die Konzentration des verfügbaren Kohlendioxids limitiert werden. Engpässe sind für flache Gewässer charakteristisch, in denen der gesamte Wasserkörper potentiell zur trophogenen Zone gehört. Die im Verhältnis zum Wasservolumen große Grenzfläche zwischen Luft und Wasserkörper fördert zwar die Diffusion des Kohlendioxids in die flachen Teiche. Dennoch kann die CO_2-Bilanz in Karpfenteichen unausgeglichen sein. Insbesondere bei geringen

Bicarbonatvorräten im Gewässer können bei warmer Witterung starke Kohlendioxid-Untersättigungen auftreten. Das Verhältnis zwischen CO_2-Verbrauch und Nachlieferung aus der Atmosphäre kann bis zu 8:1 betragen (BARTHELMES 1981:122).

Der Sauerstoffgehalt des Wassers wird in stehenden Gewässern in erster Linie von der Intensität der biologischen Vorgänge bestimmt und unterliegt deshalb starken diurnalen Schwankungen.
Die Sauerstoffsättigung erreicht am Nachmittag ihre höchsten Werte und fällt in der folgenden Nacht wieder ab. Bei reger Assimilation können Sauerstoffübersättigungen bis über 300% vorkommen. Durch nächtliche Atmung können besonders im Herbst bei noch relativ hohen Temperaturen und länger werdenden Nächten starke Sauerstoffdefizite eintreten.
Selbst bei häufiger Durchmischung kann die Sauerstoffversorgung bei starker Trübung deutliche Engpässe aufweisen. Bei mittleren Besatzdichten treten O_2-Engpässe nur kurzfristig auf (SZUMIEC 1986). Bei hohem Besatz und starker Bewölkung kann insbesondere nach langen Schönwetterperioden die Grenze der aphotischen Zone bereits bei 20 cm Tiefe liegen, so daß der Sauerstoffbedarf des gesamten Wasservolumen selbst bei Durchmischung nicht gedeckt wird (SZUMIEC 1986). Die Situation kann im Spätsommer in den Streck- und Abwachsteichen problematisch werden, weil der Sauerstoffbedarf der mittlerweile stark gewachsenen Fische dann am höchsten ist. Die robusten Karpfen überleben meistens, während empfindlichere Tiere absterben.

5.1.7. pH-Werte

Der pH-Wert des Wassers liegt in bewirtschafteten Karpfenteichen in der Regel zwischen 7,5 und 10,0 (KORINEK et al. 1987:31). Werte über 10,8 bedeuten eine akute Lebensgefahr für die Fische (vgl. Kap. 4.1.2.).
Die Eigenschaften des Zulaufwassers können in einem gewissen Rahmen durch die Bewirtschaftung beeinflußt werden.
Der pH-Wert von zu saurem Wasser kann durch ein vorgeschaltetes Aufkalkungsbecken oder durch verstärkte Kalkung des Teichbodens erhöht werden. Mit diesem Problem sehen sich Teichwirte an basenarmen Waldstandorten den Altmoränengebieten seit den letzten fünf Jahren in verstärktem Maße konfrontiert (mündl. Mitteilungen). Die Veränderung der Wasserqualität hängt vermutlich mit der starken Versauerung der umliegenden Waldböden zusammen. Neben den durch die Niederschläge eingetragenen Säuren (vor allem HNO_3 und H_2SO_4) stellt in Schleswig-Holstein das vorwiegend aus der Landwirtschaft stammende Ammonium eine starke Säurequelle dar. Bei der Nitrifizierung des Ammonium im Boden erfolgt eine Protonfreisetzung, die eine intensive Bodenversauerung zur Folge hat (JENSEN-HUß 1992:156ff.). Im Bereich der schwachgepufferten, forstlich genutzten Geestböden wurde in Schleswig-Holstein eine bereits fortgeschrittene Versauerung der oberflächennahen Grundwasserleiter nachgewiesen (BLUME, SCHIMMING & ZINGK 1987), die bei anhaltender Entwicklung eine teichwirtschaftliche Nutzung zunehmend beeinträchtigen dürfte. Mit negativen Begleiterscheinungen wie verstärkten Aluminium- und Schwermetalleinträgen ist ebenfalls zu rechnen, da die meisten Waldböden der Geest sich bereits im Aluminium-Pufferbereich befinden (JENSEN-HUß 1992:156).

Der Anstieg der pH-Werte ist für die Teichwirte meist schwieriger zu kontrollieren, weil er

ein Symptom dafür darstellt, daß das Gewässer an die Grenzen seiner Fähigkeit zur Selbstregulation stößt.
Eine direkte Kalkung des Wassers kann als indirekter pH-Regulator in einem gewissen Rahmen eine aufgrund der stark basischen Reaktion bevorstehende Ammoniakvergiftung der Fische kurzfristig abwenden (vgl. Kap. 4.1.2.). Bei Gefahr von überhöhten pH-Werten wird empfohlen, bei größeren Gewässern vom Boot aus jede Woche bis zu 300 kg Kalk pro Hektar ins Wasser auszustreuen (HOFMANN 1987:21).

Die durch die Bewirtschaftung gezielt eingeleitete Eutrophierung des Gewässers muß soweit unter Kontrolle gehalten werden, daß keine für den Fischbestand schädlichen Folgeentwicklungen eintreten. Eine Kalkung der Teiche steigert zwar das Pufferungsvermögen des Wassers, so daß selbst bei starker Assimilation ein Anstieg des pH-Wertes hinausverzögert wird. Zudem wird ein CO_2-Vorrat als Calciumhydrogencarbonat angelegt, der die Primärproduktion unterstützt. Dennoch können bei intensiver Assimilation die $Ca(HCO_3)_2$-Reserven aufgebraucht werden, so daß durch Hydrolyse des Calciumcarbonats OH^--Ionen freigesetzt werden, die den pH-Wert hochschnellen lassen. Zur rechtzeitigen Vernichtung von bedrohlich anwachsenden Algenpopulationen wird Branntkalk eingesetzt, der im Kontakt mit dem Wasser Kalklauge bildet. Durch die intensive Wärmebildung und die ätzende Wirkung der Lauge werden die Algen abgetötet. Die Lauge zerfällt sehr rasch, so daß der damit verbundene pH-Anstieg nur von kurzer Dauer ist. Die Maßnahme kann in der warmen Jahreszeit alle 2 bis 4 Wochen wiederholt werden. Dabei werden jeweils 100 bis 150 kg Branntkalk/ha empfohlen (HOFMANN 1987:22). Die pH-Absenkung wird jedoch von einer Verschärfung der Sauerstoffengpässe begleitet, die sich sowohl aus der verstärkten O_2-Zehrung durch den Abbau der abgestorbenen Algenbestände als auch aus der plötzlich schwächeren Primärproduktion bei gleichbleibendem O_2-Bedarf des Fischbestandes ergeben. Die Algenpopulationen erholen sich in der Regel rasch, weil die Kalkung den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz beschleunigt und somit die Nährstoffverfügbarkeit erhöht.

Die durch gründelnde Fische hervorgerufene Trübung kann zur indirekten Herabsetzung der Primärproduktion genutzt werden. Sobald die Gefahr des Kannibalismus nicht mehr besteht, werden in der Intensivwirtschaft einige ältere Karpfen zu den Jungfischen gesetzt, damit ein hohes Nährstoffangebot durch Fütterung ohne allzu hohe Primärproduktion gewährleistet werden kann.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß den Möglichkeiten der Steuerung der chemischen Eigenschaften des Teichwassers bei hohen Nährstoffgehaltenenge Grenzen gesetzt sind.
Kalkung und Minderung der Lichtzufuhr durch Besatzmaßnahmen verzögern lediglich die Auswirkungen der Überdüngung. Es handelt sich dabei lediglich ein "Herumkurieren" an dem pH-Symptom, während die eigentlichen Ursachen bei zu hohen Nährstoffgehalten und Besatzdichten zu suchen sind.

5.1.8. Nährstoffgehalte

Die Dynamik der wichtigsten Pflanzennährstoffe unterliegt starken produktionsbedingten Schwankungen, die sich aus dem Kreislauf von Bindung in der Biomasse und Freisetzung

durch Abbau ergeben. Langjährige Untersuchungen, die von tschechischen (KORINEK et al. 1987) und polnischen (OPUSZINSKI 1987) Arbeitsgruppen durchgeführt wurden, kommen bezüglich des Nährstoffhaushaltes von Karpfenteichen zu vergleichbaren Ergebnissen und belegen den ausgleichenden Einfluß der Bewirtschaftung. Dieses kann nach STRANGENBERG-OPOROWSKA 1967 sogar im weltweiten Vergleich gelten.

Nährstoffe können über verschiedene Wege ins Gewässer gelangen. Die Nährstofffracht, die direkt mit dem Zuflußwasser und indirekt aus dem Umland in die Teiche gelangt, stellt einen schwer kontrollierbaren Input dar, der auf dieselben, mittlerweile allgemein bekannten Ursachen wie bei anderen Stillgewässern zurückzuführen ist (vgl. Übersicht in LAWAKÜ 1991). Darüber hinaus stammt ein wesentlicher Anteil der in einem Teich enthaltenen Nährstoffe jedoch aus dem Einsatz von Fischfuttermitteln und aus der Düngung der Teiche.

5.1.8.1. Fütterung

Fütterung stellt bei extensiver Karpfenteichwirtschaft nur eine Ergänzung zur Naturnahrung dar, so daß die eingesetzten Futtermengen von Jahr zu Jahr schwanken können.
Die Naturnahrung (zum Begriff vgl. Kap. 3.3.3.1.) ist sehr reich an hochwertigen tierischen Eiweißstoffen. Sie setzt sich bei Jungfischen in erster Linie aus Rotatorien, bei älteren Fischen aus Kleinkrebsen (Copepoden und Cladoceren) und Benthos-Organismen wie Chironomiden-Larven und Tubificiden zusammen.

Bei extensiver Nutzung werden überwiegend kohlenhydrathaltige pflanzliche Futtermittel wie Getreide und eiweißhaltiges Leguminosenschrot als Futter verwendet. Die optimale Futtermenge ist abhängig von der Intensität der Naturnahrungsproduktion im Teich, weil das richtige Verhältnis zwischen Eiweiß- und Nichteiweißstoffen bewahrt werden muß. Bei zu stark kohlenhydrathaltiger Nahrung verfetten die Fische und werden krankheitsanfälliger. Ihr Geschmack wird zudem dadurch beeinträchtigt. Ein Defizit an Naturnahrung kann deshalb nicht ohne weiteres durch verstärkte Fütterung mit pflanzlichen Futtermitteln kompensiert werden, so daß den maximalen Besatzdichten natürliche Grenzen gesetzt werden.

Die neuen pelletierten Fertigfuttermittel enthalten zwar ausreichend tierisches Eiweiß und Spurenelemente, um den gesamten Nahrungsbedarf der Fische zu decken. Sie sind aber teuer und werden bei extensiver Bewirtschaftung lediglich zur Behebung der im Spätsommer eintretenden Naturnahrungsengpässe verwendet.

5.1.8.2. Düngung

Die eingesetzten Düngemittel können sowohl mineralischer wie auch organischer Herkunft sein. Die Düngung erfolgt durch Ausstreuung auf den Grund des abgelassenen Teiches oder als direkte Gabe ins Wasser.

Organische Düngemittel sind zunächst nicht pflanzenverfügbar. Ihre positive Wirkung besteht in der Freisetzung von Kohlendioxid als letzte Stufe des Abbaus der organischen Substanz. Bei hohem Fischbesatz geht die Bedeutung der organischen Düngung wegen ihrer

gefährdenden Nebeneffekte zurück, da sie eine starke Sauerstoffzehrung und einen Anstieg des Ammoniakgehaltes zur Folge hat.
Organische Düngemittel finden in der schleswig-holsteinischen Teichwirtschaft nur begrenzt Anwendung. Gelegentlich wird im Frühling in nur flach aufgestauten Teichen zur Anhebung der Phytoplanktonproduktion Stroh ausgestreut. Das sich insbesondere als Ballen langsam zersetzende Stroh stellt eine allmählich verfügbar werdende Nährstoffquelle dar, was bei sorptionsschwachen, sandigen Teichböden von Vorteil ist.
In den ehemaligen Ostblockländern werden bei Intensivnutzung Mist, Gülle und Zuckerrübenabfälle verwendet (OPUSZINSKI 1987:88).
Als organische Düngung kann auch der Koteintrag von größeren Wasservögelkolonien eingestuft werden. In Ungarn wurden deshalb kombinierte Formen der Fisch- und Entenzucht entwickelt (OPUSZINSKI 1987:88).

Die Einsaat der Teichböden zur Gründüngung ist in der schleswig-holsteinischen Karpfenteichwirtschaft unüblich.
In der Kaltwasser-Zierfischzucht werden die Teichgründe mit Wintergetreide (Roggen) eingesät. Die Zersetzung der Pflanzen nach der Flutung führt zu einer organischen Düngung des Wassers. Die Roggenpflanzen überleben die Flutung für zwei bis drei Wochen, so daß sich im Frühling der überraschende Anblick eines blühenden Wasserhahnenfußteppiches zwischen den Roggenhalmen bieten kann.

Abb. 4: Gründüngung durch Roggenansaat in einer Teichanlage bei Hohenwestedt (TK 25 1923 Hohenwestedt). Der Teich ist seit ca. zwei Wochen wieder bespannt. Im Vordergund ist ein großer *Glyceria fluitans*-Bestand zu erkennen.

Stickstoffverbindungen sind in Fischteichen in höheren Mengen vorhanden. Sie werden beim Abbau der organischen Substanz, durch die Aktivität von Cyanobakterien und von den im Sediment lebenden, nitrifizierenden Bakterien freigesetzt.
Die Phosphorkonzentration im Teichwasser sinkt selbst im Hochsommer selten unter 15 $\mu g/PO_4$-P, während in flachen eutrophen Seen die Phosphatvorräte zu diesem Zeitpunkt erschöpft sind (KORINEK et al. 1987:33). Es wird deshalb angenommen, daß eine Stickstofflimitierung die Ausschöpfung des gesamten Phosphorpotentials verhindert. Die kombinierte Stickstoff-Phosphor-Düngung wird schon seit längerer Zeit in den Vereinigten Staaten praktiziert. In Mitteleuropa wurde bis zum Beginn der 80er Jahre ausschließlich mit Phosphaten gedüngt (OPUSZINSKI 1987:82).
Die Stickstoffdüngung in der Teichwirtschaft bleibt umstritten. Einige Autoren vermuten, daß es sich bei dem meßbaren freien P-Betrag nur um einen scheinbaren Überschuß handelt, der dadurch zustandekommt, daß bei sehr raschem Turn-over die Freisetzungsgeschwindigkeit geringfügig höher als die Wiederaufnahmegeschwindigkeit liegt, so daß die N-Düngung nicht zu einer Erhöhung der Primärproduktion führt (KORINEK 1987:33).

Phosphor wird in den handelsüblichen Düngern meist als Phosphorpentoxid (P_2O_5) angeboten. Empfohlen wird eine jährliche, einmalige Düngung von 200 kg Superphosphat/ha, entsprechend einer Menge von 30 bis 50 kg Phosphorpentoxid/ha (BOHL 1982:212). Andere Autoren heben dagegen hervor, daß eine jährliche Phosphatdüngung nicht notwendig sei, da die Nachwirkung im zweiten Jahr immer noch 86% der ursprünglichen Wirksamkeit beträgt (KOCH, BANK & JENS 1982:68).

Erst in neuerer Zeit wird auch in der teichwirtschaftlichen Fachliteratur auf die ausreichende Phosphatversorgung der Teiche über das Zulaufwasser und durch Freisetzung aus dem Sediment hingewiesen. Versuchsreihen haben den Nachweis erbracht, daß selbst beim Ausbleiben jeglicher Düngung, bei einem Besatz von 300 bis 400 K_2 pro Hektar und bei mittlerer Fütterungsintensität ein Zuwachs von ca. 700 kg Karpfen pro Hektar erzielt werden kann, wobei ein leichter Phosphatüberschuß bis zur Abfischung vorhanden ist (HOFMANN 1987:60). Die Phosphordüngung ist demnach auch aus teichwirtschaftlicher Sicht meist überflüssig. Diese Einsicht trat erst mit erheblicher Verzögerung ein, weil die Ausbildung und die Beratung der Teichwirte sich bis Ende der 80er Jahre auf Zahlen und Berechnungen stützten, die am Anfang dieses Jahrhunderts aufgestellt worden waren (HOFMANN 1987:60).

Im Zusammenhang mit der allgemeinen Intensivierung der Landwirtschaft hat eine lange unberücksichtigte Phosphorquelle an Bedeutung gewonnen. Aufgrund des hohen Phosphorgehaltes des Futters ist die Fütterung mit einem beträchlichen Phosphoreintrag verbunden. Bei reiner Getreidefütterung ist mit durchschnittlich 3 g P/kg Getreide zu rechnen. Das herkömmliche Karpfenmischfutter enthält 10 bis 15 g P/kg (VON LUKOWICZ 1988:40). Phosphor kann vom Fisch in solchen Konzentrationen nicht verwertet werden und wird deshalb ausgeschieden, was zu einer vermeidbaren P-Belastung von Teichwasser und Vorfluter führt. Selbst bei semi-intensiver Haltung gelten 5 g P/kg Futter als ausreichend. Beim heute für diese Nutzungsform üblichen Zuwachs von ca. 700 kg Karpfen/ha entspricht dieser Eintrag dem Entzug durch Abfischung, so daß die Phosphorbilanz des Teiches ohne Düngung ausgeglichen ist (VON LUKOWICZ 1988:40).

In der schleswig-holsteinischen Jungmoränenlandschaft wird aufgrund der zunehmenden Phosphatbelastung der Oberflächengewässern auf eine Phosphordüngung verzichtet. Dieses gilt insbesondere für Himmelsteiche, die heute zu einem hohen Anteil durch schwebbeladenes Drainagewasser aus den benachbarten Ackerflächen gespeist werden.
Zu hohe Phosphatgehalte des Wassers bedrohen den Fortbestand der traditionellen Karpfenteichwirtschaft. Die stark ansteigende und nicht kontrollierbare Primärproduktion führt zu Sauerstoffengpässen und gefährlichen pH-Peaks. Eine künstliche Teichbelüftung und eine häufigere Erneuerung des Teichwassers, die wiederum einen höheren Futtereinsatz zur Folge hat, werden notwendig. Diese zusätzlichen Kosten sind nur bei Intensivbewirtschaftung tragbar.

Kalium fehlt in der Regel nur bei besonders nährstoffarmen sandigen Teichböden. Eine einmalige Düngung von 120 bis 160 kg schwefelsaurem K/ha bleibt mehrere Jahre wirksam (BOHL 1982:215).

5.1.9. Anmerkungen zur Benutzung des Trophie-Begriffes zur Charakterisierung von Teichökosystemen

Da "Trophie" als Intensität der organischen photoautotrophen Produktion definiert wird (SCHWOERBEL 1987:75), hat es streng genommen wenig Sinn, den Begriff zur Charakterisierung von Systemen zu verwenden, in denen eine Population von Sekundärkonsumenten den Ablauf der biologischen Vorgänge bestimmt.
Es herrschen in Fischteichen insofern umgekehrte Verhältnisse, als daß - im Unterschied zu natürlichen Systemen - die Sekundärproduktion nicht von der Intensität der Produktion auf den niedrigeren Stufen der Nahrungskette abhängt, sondern durch die Besatzmaßnahmen extern festgelegt wird. Wenn die Produktivität des Gewässers zur Deckung des Nahrungsbedarfes der Fische nicht mehr ausreicht, wird auf Ergänzungsfütterung zurückgegriffen.
Der Fraßdruck der Fische bestimmt die Struktur der Zooplanktongemeinschaften und damit indirekt die Dynamik der Algenpopulationen. Die meßbare Primärproduktion stellt deshalb nur einen Indikator für die tatsächlich im Gewässer stattfindenden Stoffflüsse dar und sollte nur zum Vergleich von Teichökosystemen untereinander, nicht aber von Teichen mit natürlichen Gewässern herangezogen werden.

Ferner muß berücksichtigt werden, daß Trophie und Eutrophierung nicht konsistent definiert werden. Während Trophie die Intensität der Primärproduktion charakterisiert, bezeichnet Eutrophierung die Anreicherung von Pflanzennährstoffen in einem System mit ihren Folgewirkungen (VOLLENWEIDER 1970). Da die Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Chlorophyll a-Menge nicht linear, sondern sigmoid ist, steigen die Erträge in Fischteichen mit zunehmender Eutrophierung weiter, während die Trophie durch interne Beschattung längst wieder abnimmt (BARTHELMES 1991).
Im folgenden Text werden deshalb zur Charakterisierung der beschriebenen Teiche die Bezeichnungen "nährstoffreich" bzw. "nährstoffarm" den Begriffen "eutroph" oder "oligotroph" vorgezogen.

5.2. Ökologische Charakterisierung der Teichböden

Die biochemischen Austauschvorgänge zwischen Sediment und Wasserkörper prägen bekanntlich die gesamte Stoffdynamik eines Gewässers. Im Vergleich zu naturnahen Gewässern werden die Bodeneigenschaften in genutzten Teichen durch verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen entscheidend verändert, so daß sich daraus wichtige Konsequenzen auch für die Vegetationsentwicklung ergeben.

5.2.1. Pedologische Beschreibung

Parallel zur vegetationskundlichen Aufnahme wurden die wesentlichen morphologischen Merkmale der Böden in den untersuchten Gewässern erfaßt.
Die bodenkundlichen Beobachtungen erfolgten schwerpunktmäßig während der Flutungsphase im Sommerhalbjahr 1991 und wurden im Winterhalbjahr nach dreimonatiger Trockenphase im Februar 1992 wiederholt.

Auf die Verwendung der Begriffe "Sapropel" und "Gyttja", die zur Charakterisierung der subhydrischen Böden in natürlichen Gewässern geprägt wurden, wird im folgenden Text verzichtet, da Teichböden durch eine grundverschiedene, vom Wechsel aerober und anaerober Bedingungen geprägte Dynamik gekennzeichnet sind.

5.2.1.1. Profilaufbau

Teichböden zeichnen sich durch einen zweigliedrigen Aufbau aus.
Der untere Horizont wird durch das anstehende Substrat gebildet, das bei der Anlage des Teiches freigelegt wurde.
Der obere Horizont besteht aus einer feinkörnigen, stark humushaltigen Mudde, die zum größten Teil autochton durch Sedimentation im Gewässer entstanden ist. Allochtone Einträge, die durch Frachteinschwemmung über Zufluß, Oberflächenabspülung oder mit Bodenteilchen beladenes Drainagewasser am Aufbau der Teichmudde beteiligt sein können, sind aus der Sedimentbeschaffenheit makroskopisch nicht erkennbar.
Bei Teichneuanlagen wird heutzutage vor der Ausbaggerung die obere, humushaltige Bodenschicht zur Seite geschoben und anschließend auf den Gewässergrund wieder ausgebracht, um vor dem Aufbau einer autochtonen Schlammlage das Speichervermögen des Teichbodens zu erhöhen (KOCH, BANK & JENS 1982: 43). Diese obere, humushaltige Schicht ist in den ersten Jahren nach der Teichanlage anhand von Makroresten terrestrischer Pflanzen meist gut zu erkennen.
Die oberen Zentimeter des Schlammes zeichnen sich in dicht besetzten Streck- und Abwachsteichen durch eine sehr schwach entwickelte Aggregatstruktur aus. Die ansonsten gut erkennbaren Röhrchen der Tubificiden sind auffällig selten. Die untere Grenze dieses an Bodentieren verarmten Bereiches liegt bei 10 cm Tiefe. Diese Erscheinung ist auf das intensive Gründeln der Karpfen zurückzuführen.

In Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit und damit der Drainierbarkeit des Substrates während der Trockenphase lassen sich die Teichböden in zwei Gruppen einteilen.

Schlecht drainierbare Teichböden

Die organische Schlammauflage kann Mächtigkeiten bis über 30 cm erreichen. Wie am intensiven Schwefelwasserstoffgeruch erkennbar ist, herrschen anaerobe Bedingungen vor. Oft bleibt der schwarze, humose Schlamm während des gesamten Winters bis wenige Zentimeter unterhalb der Bodenoberfäche durchnäßt, so daß Metallkonkretionen nur in den oberen 5 cm sehr schwach entwickelt sind. Die tieferen Bereiche verbleiben bis zum Ende der Trockenphase im ständig reduzierenden Milieu. Der Schlammauflage folgt in der Tiefe das anstehende Material, das in der Regel aus wasserstauenden Lehmen und Tonen besteht. Während der Flutungsphase herrschen im gesamten Bodenprofil reduzierende Bedingungen.

Solche Böden stehen den Sapropelen, die sich in sehr nährstoffreichen natürlichen Gewässern entwickeln, sehr nah und entsprechen den Teichsedimenten, die aus unregelmäßig abgelassenen Teichen in der ehemaligen Tschechoslowakei beschrieben worden sind (KVET & DYKYJOWA 1978:149). Aufgrund der schlechten Drainierbarkeit des Substrates findet ein Abbau der organischen Substanz über aerobe Vorgänge selbst während der Trockenphase kaum statt, so daß die organische Auflage stets anwächst und eine Selbstverstärkung der verlandungsfördernden Prozesse zur Folge hat. Die subhydrischen Verhältnisse prägen die Bodenbildung bedeutend stärker als die wenig wirksame Trockenphase.

Aus teichwirtschaftlicher Sicht haben solche Böden einen geringen Wert, weil fischgefährdende Metallverbindungen unter stark reduzierenden Bedingungen mobil werden. Ammoniak und Schwefelwasserstoff, die aus dem Schlamm ins Wasser diffundieren, beeinträchtigen zusätzlich die Wasserqualität. Der Teichboden ist nur bei Frost betretbar und kann deshalb nicht bearbeitet werden.

Als Besonderheit kann erwähnt werden, daß in einigen Fällen das mineralische, meist lehmige Substrat unter der Schlammauflage nur 10 bis 15 cm mächtig ist. Unter dieser Lehmschicht werden unterschiedlich stark vererdete Torfe angetroffen, die darauf hinweisen, daß der Teich an der Stelle eines ehemaligen, verlandeten Gewässers angelegt wurde. Die Lehmschicht könnte ein Auftragsboden oder ein Kolluvium aus einer längeren landwirtschaftlichen Nutzungsphase, möglicherweise im 19. Jahrhundert darstellen (vgl. Kap. 3.1.).

Gut drainierbare Teichböden

Die humose Schlammauflage übersteigt meist nicht 10 bis 15 cm Mächtigkeit. Der folgende Horizont ist 10 bis 20 cm mächtig und unterliegt wechselweise reduzierenden und oxidierenden Bedingungen. Die Grenze zwischen oxidiertem und reduziertem Bereich kann zu Beginn der Überflutungszeit innerhalb des humusreichen Horizontes wenige Millimeter unterhalb der Bodenoberfläche verlaufen.
Metallhaltige Konkretionen in Form von Marmorierungen sind meist nur schwach ausgebildet, was wahrscheinlich auf den Einfluß der Teichgrundkalkung zurückzuführen ist (vgl. Kap. 5.2.3.3.), da in nicht oder selten gekalkten Teichböden die Marmorierung deutlich stärker ausgeprägt ist.
Diesem Bereich schließt sich ab 30 cm Tiefe ein Horizont an, in dem ständig reduzierten Bedingungen herrschen.

Gut drainierte, sandige bis sandig-lehmige Böden trocknen nach dem Ablassen so weit aus, daß sie maschinell bearbeitet werden können. In diesem Fall ist ein ca. 10 cm mächtiger Ap-ähnlicher Bearbeitungshorizont erkennbar.
Der festgestellte Profilaufbau weist auffällige Parallelen mit der Horizontabfolge auf, die für Reisböden charakteristisch ist (vgl. BREBURDA 1983).

Solche Böden gelten als optimal für die teichwirtschaftliche Nutzung. Aufgrund ihrer hohen Austauschkapazität sind sie in der Lage, Nährstoffe zu speichern. Der Gehalt an organischer Substanz ist jedoch nicht zu hoch, so daß es weder zu einer starken Versauerung des Bodens während der Oxidationsphase und noch zu einer intensiven Freisetzung von für Fische schädlichen Verbindungen während der Bespanungsphase kommen kann.
In manchen Teichen kann die Schlammauflage ganz fehlen, was sich auf die Teichproduktivität negativ auswirkt. Der Teichgrund besteht aus fast reinem Mittelsand. Die geringmächtige organische Auflage, die während der Flutungsphase entsteht, wird in der anschließenden Trockenphase durch Mineralisierung vollständig aufgezehrt.

Abb. 5: Aufgeschlossenes Bodenprofil in einem frisch abgelassenen Teich bei Hohenwestedt (TK 25 1923 Hohenwestedt, 5.8.1991)

Darüber hinaus werden die Eigenschaften der Teichböden durch die Beschaffenheit der anstehenden Sedimente und durch die Lage zum lokalen Vorfluterniveau bestimmt, die eine vollständige Trockenlegung fördern bzw. hemmen. Die räumliche Verteilung der verschiedenen Teichböden folgt dementsprechend der großräumigen Anordnung der Sedimente und Reliefformen in Schleswig-Holstein.
Schlecht drainierbare Böden haben ihren Schwerpunkt auf lehmigen Substraten und in staunassen Niederungen der Jungmoränenlandschaft und sind nur zur Abwachsnutzung geeignet. Eine Dominanz der gut drainierbaren Teichböden läßt sich in den Binnensandergebieten der

Jungmoränenlandschaft und in den Altmoränengebieten feststellen. Hier sind alle Nutzungsformen potentiell möglich. Bei extensiver Bewirtschaftungsform ist die Abwachsnutzung auf stark sandigem Boden wegen der geringeren Naturnahrungsproduktion jedoch wenig wirtschaftlich.

5.2.1.2. Kleinräumige Differenzierung der Bodeneigenschaften

Selbst bei gleichmäßiger Tiefe ist ein Teichgrund keine pedologisch einheitliche Fläche. Verschiedene teichinterne Vorgänge sorgen dafür, daß eine kleinräumige pedologische Vielfalt nach der Anlage des Gewässers entsteht. Der Grad der Differenzierung nimmt mit der Größe und dem Alter des Teiches zu.

In Teichen über 5 ha finden durch Wellenschlag Sedimentumlagerungen statt, die zur Ausbildung eines Mosaiks von geschützten und exponierten Fazies führen (vgl. Kap. 5.1.4.).
Die Verteilung dieser Fazies wird durch die Ufermorphologie bestimmt. Ferner können drastische Veränderungen des Helophytenbestandes (z.B. nach umfangreichen Schnittmaßnahmen) zu einer Verschiebung der Fazies und folglich zu Änderungen der Korngrößen in der vertikalen Sedimentationsabfolge führen. Solche Eingriffe sind am Auftreten von gröberen Sanden über feinkörnigen, mit Rhizomresten von Röhrichtpflanzen durchsetzten Mudden erkennbar. Solche vertikale Bodenartunterschiede beeinflussen die Durchlüftung des Bodens und seine Durchwurzelbarkeit für Makrophyten. Bei stichprobenartigen Grabungen in frisch trockengelegten Teichgründen konnte festgestellt werden, daß sich das Wurzelsystem einiger Arten wie der feinblättrigen Laichkräuter bevorzugt entlang der Bodenartgrenzen ausbreitet, was vermutlich auf kleinräumige Unterschiede der Sauerstoff- und Nährstoffversorgung zurückzuführen ist. Die wenigen Beobachtungen lassen diesbezüglich jedoch keine sicheren Schlüsse zu.

Unmittelbar an den Gräben des Teichgrundes und insbesondere entlang des Hauptgrabens macht sich die höhere Fließgeschwindigkeit beim Ablassen an der geringeren Mächtigkeit der Schlammauflage bemerkbar. Eine starke Akkumulation findet hingegen vor dem Mönch statt.

Dichte Makrophytenbestände fördern durch Beruhigung der Wasserbewegung die Sedimentation von sehr feinkörnigen Ablagerungen.
Helophytenbestände zeichnen sich durch die Akkumulation von ligninreicher Streu aus, welche die Bildung von Schilf- und Seggentorfen einleitet. Insbesondere die dichten und sehr festen Rhizomgeflechte der Großröhrichte führen zu Bodenveränderungen, die ohne Ausräumung des Gewässers nicht mehr umkehrbar sind.

5.2.2. Maßnahmen der Teichbodenpflege

Als Ziel der Bodenpflege in der extensiven Teichwirtschaft gelten der Erhalt und die Förderung der Fähigkeit des Teichbodens, Pflanzennährstoffe zu speichern und diese zeitlich entzerrt an den Wasserkörper abzugeben, um dadurch eine gleichmäßige Nährstoffversorgung als Grundlage der Naturnahrungsproduktion zu gewährleisten. Ferner soll die Vermeh-

rung von Krankheitserregern und Fischparasiten verhindert werden.
Die Bodenpflege setzt sich aus verschiedenen Maßnahmen wie Trockenlegung, Kalkung, Düngung oder Bodenumbruch zusammen, die in Abhängigkeit von der Teichnutzung und den oben beschriebenen Bodeneigenschaften in unterschiedlichem Maße durchgeführt werden.
Die Teichbodenpflege ist in der Regel bei den Streck- und Abwachsteichen am extensivsten, während die Bearbeitung der Vorstreck- und Brutstreckteiche aufwendiger ausfällt.

5.2.2.1. Trockenlegung

Die Trockenlegung ist heute in der Karpfenteichwirtschaft allgemein verbreitet. Sie findet bei Laich-, Vorstreck- und Brutstreckteichen sowie in Winterungen im Sommerhalbjahr, in Streck- und Abwachsteichen im Winterhalbjahr statt. Sie hat aus teichwirtschaftlicher Sicht mehrere positive Effekte.

Unter Sauerstoffeinfluß erfolgt eine Mineralisierung der während der Bespannungsphase akkumulierten organischen Substanz. Dadurch wird ein Teil der festgelegten Nährstoffe freigesetzt, die während der anschließenden Bespannungsperiode für die Primärproduktion wieder verfügbar werden. Der Verlandungsprozeß wird aufgrund des Schlammabbaus aufgehaln. Gase wie Methan und Schwefelwasserstoff, die die Gesundheit der Fische beeinträchtigen und Abbauvorgänge im Teichboden hemmen, werden nach Trockenlegung in geringerem Umfang freigesetzt.
Eine regelmäßige Trockenlegung führt zu einem Rückgang vieler Fischparasiten wie Egel und Karpfenläuse (HOFMANN 1987:162). Die Nährtiere der Karpfen werden zwar auch stark dezimiert, aber die Wiederbesiedlung erfolgt nach der Flutung um so intensiver, da die ersten Neubesiedler einen konkurrenzfreien Raum vorfinden (BARTHELMES 1981:128ff).

Die Sauerstoffdiffusion verläuft im feinkörnigen Schlamm relativ langsam. Im Zuge der Austrocknung bilden sich in tonig-schluffigen Böden Schrumpfungsrisse, die ein Zerfallen des Bodenmaterials in kompakte Schollen zur Folge haben (vgl. Abb. 6). Der Sauerstoffeinfluß bleibt auf die Oberfläche der Schollen beschränkt, während die Kernbereiche über Wochen naß und reduziert bleiben. Die Bodenorganismen sterben bei der Trockenlegung ab oder ziehen sich in tiefere Bodenschichten zurück, so daß die Bioturbation und damit die Bodendurchlüftung schlagartig abnehmen.
Bei winterlicher Trockenlegung spielt deshalb der Frost eine wichtige Rolle bei der Auflockerung der kompakten Schlammschollen. Tonig-schluffige Teichablagerungen werden aufgrund ihrer Feinkörnigkeit und hohen Wassersättigung von einer sehr intensiven Kammeisdynamik erfaßt. Wie mehrfach beobachtet wurde, können sich bis zu 15 cm lange Eisnadeln entwickeln, die bei ihrem Wachstum Pflanzenkeimlinge (vor allem Winterrosetten von *Ranunculus*-Arten) emporheben und feine oberflächennahe Rhizome und Wurzeln beschädigen.
Die Kammeisbildung fördert die Austrocknung der tiefer gelegenen Bodenschichten und damit die Aggregatbildung. Frosteinwirkung ist in feinkörnigen Böden oft der einzige Vorgang, der zur Ausbildung einer feinen Aggregatstruktur führen kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989:166).
Im Sommerhalbjahr können schwere Böden, sobald sie genügend trocken und befahrbar sind,

mit Hilfe von Eggen oder Fräsen bis zu einer Tiefe von 10 cm umgebrochen werden. Eine tiefgründigere Auflockerung ist nicht zweckmäßig, weil der nährstoffhaltige Horizont bei alljährlicher Trockenlegung etwa diese Mächtigkeit erreicht, so daß eine tiefer greifende Bearbeitung überwiegend humusarmes Substrat zur Oberfläche verlagern würde.

In Abhängigkeit von der Witterung ist die Mineralisierung nach einigen Wochen weit fortgeschritten und der Boden hat ein polyedrisches Gefüge angenommen. Dieser Zustand wird bei sommerlicher Trockenlegung aufgrund der höheren Temperaturen viel schneller erreicht. Im Sommer bleiben die Teichgründe vier bis fünf Wochen, im Winter dagegen bis zu vier Monaten trocken.
Eine zu lange Trockenphase führt zum Verlust der Quellfähigkeit der Tonminerale, zu einem verstärkten Humusabbau und zu einem extremen Rückgang der Bodennährtiere (BOHL 1982:208). Mit der Dauer der Trockenphase nehmen zudem die Stickstoffverluste durch Denitrifikation und insbesondere bei sandigen Teichgründen die Nährstoffauswaschung zu.

Abb. 6: Mit Schrumpfungsrissen durchzogener, schwerer Teichboden nach mehrwöchiger Trockenphase. Auf dem Bild ist ferner der frisch ausgestreute Kalk erkennbar. (Anlage Glüsing, TK 25 1923 Hohenwestedt)

5.2.2.2. Kalkung

Die ertragssteigernde Wirkung der Kalkung geht nicht so sehr auf eine bessere Versorgung mit dem Element Calcium zurück, das nur in geringen Mengen für das Pflanzenleben notwendig ist (SCHWOERBEL 1987:119), sondern vielmehr auf den Einfluß des Kalkes auf die Bodeneigenschaften und die Erhöhung des Säurebindungsvermögens des Wassers (vgl. Kap. 5.1.7.).
Die regelmäßige Kalkung der Teichgründe ist in Schleswig-Holstein allgemein verbreitet.

Eingesetzte Kalkformen und Kalkmengen

Calciumcarbonat (kohlensaurer Kalk) wird für sandige und kolloidarme Teichböden empfohlen. Je nach Bodenbeschaffenheit können 300 bis 700 kg pro ha und Jahr ausgebracht werden.
Calciumoxid (Branntkalk) wird aufgrund der ätzenden Wirkung der bei der Reaktion mit Wasser enstehenden Lauge als Desinfektionsmittel gegen Parasiten und Krankheitserreger kurz nach dem Ablassen auf noch feuchte Teichböden ausgestreut. Für Teiche mit einer Schlammauflage von unter 10 cm Mächtigkeit werden 300 bis 500 kg pro ha und Jahr empfohlen, bei 10 bis 20 cm Schlammauflage 750 kg pro ha und Jahr und bei einer über 20 cm dicken Schicht 1000 kg pro ha und Jahr (HOFMANN 1987:48). Der subhydrische Humus der Teiche setzt sich in erster Linie aus abgestorbenen Zoo- und Phytoplanktonorganismen sowie Makrophytendetritus zusammen. Die organische Substanz ist deshalb feinkörnig, arm an Gerüststoffen und bereits gut humifiziert. Zu hohe Branntkalkgaben führen auf geringmächtigen Teichschlämmen zu einem starken Humusschwund, der sich negativ auf das Speichervermögen des Teichbodens auswirkt (KOCH, BANK & JENS 1982:48).
Die Kalklauge $Ca(OH)_2$ kann den Abbau der ligninreichen Helophytenstreu beschleunigen, die sich zum Winter an den Gewässerrändern ansammelt.

Trotz intensiver Kalkung der Teichgründe haben Teichschlämme am Ende der Produktionsperiode einen durchschnittlichen Carbonatgehalt von nur 1% (KOCH, BANK & JENS 1982:50) und sind damit als schwach carbonathaltig einzustufen (SCHROEDER 1978: 36).

In der Praxis werden die zitierten Kalkmengen sowohl unter- wie überschritten. Der Zusammenhang zwischen Korngrößen der Böden und Kalkbedarf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989:123) wird oft nicht ausreichend berücksichtigt. In den großen Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes schränken die schlechte Befahrbarkeit der Teichgründe und die Ausdehnung der zu behandelnden Flächen den Kalkeinsatz ein, so daß die Böden nicht ausreichend mit Kalk versorgt werden. Dagegen werden die sandigen Gründe der Geest-Teiche jedes Jahr und gelegentlich weit über ihren Bedarf hinaus gekalkt.

Zweckmäßigkeit der Kalkung aus teichwirtschaftlicher Sicht

Die Kalkung der Teichböden bietet aus teichwirtschaftlicher Sicht mehrere Vorteile.
Die Branntkalkbehandlung wird als wichtige Maßnahme der Teichhygiene zur Dezimierung von Fischschädlingen betrachtet.
Der Teichboden gibt im Laufe einer Produktionsperiode im Durchschnitt 10% seines Carbo-

natgehaltes an das Wasser ab (KOCH, BANK & JENS 1982:50) und trägt damit zur Erhöhung des Säurebindungsvermögens des Teichwassers bei.
Die Kalkung der trockenliegenden Teichgründe wirkt der Versauerungstendenz des Schlammes bei der Oxidation reduzierter Stoffe entgegen und fördert durch pH-Anhebung in der folgenden Flutungsphase die Aktivität der benthischen Mikroorganismen, die im schwach basischen bis schwach saurem Bereich am intensivsten ist (LAZAREK 1986:75). Die Kalkung erhöht somit indirekt die Verfügbarkeit der Bodennährstoffe und führt zu einer aus teichwirtschaftlicher Sicht sinnvollen Eutrophierung des Gewässers.
Der fördernde Einfluß des Kalkes auf die Aggregatbildung wirkt sich zudem positiv auf die Bodendurchlüftung und die Mineralisierung aus.

Aus naturschützerischer Sicht muß die Branntkalkbehandlung aufgrund ihres zerstörerischen Einflusses auf Bodenfauna- und Flora verurteilt werden.

5.2.3. Einfluß der Teichbodenpflege auf die Vegetation

5.2.3.1. Bespannungsrhythmus und Frosteinwirkung

Die Teichbodenpflege kann aus der Perspektive der einzelnen Pflanzenindividuen eine unmittelbare Gefährdung bedeuten, wenn ihr Lebenszyklus z.B. durch eine Trockenphase unterbrochen wird. Daraus ergeben sich Konkurrenzvorteile für Arten, die entweder in bezug auf ihre phänologischen Rhythmen sehr flexibel sind oder deren Lebenszyklus ohnehin in den störungsfreien Perioden zwischen Bewirtschaftungseingriffen abläuft. Zeitpunkt und Dauer der Flutungsphase sind dementsprechend entscheidend für die Vegetationsausbildung.

Während der winterlichen Trockenphase werden die Wasserpflanzen bzw. ihre Überdauerungsorgane nicht nur durch Austrocknung, sondern zusätzlich durch direkte Frosteinwirkung gefährdet. Solche Bedingungen treten in natürlichen Gewässern kaum gemeinsam auf, so daß erwartet werden darf, daß die Kombination von Trockenheit und Frost eine starke Auslese unter den Teichbesiedlern nach sich zieht.
Die Dauerbeobachtung einiger Teiche über mehrerer Jahre während der gesamten Winterperiode und nach anschließender Wiederbespannung erbrachte den überraschenden Befund, daß viele Makrophyten auch eine direkte Frosteinwirkung ertragen können. So entwickeln sich auch die ungeschützt auf dem Teichgrund liegenden Turionen einiger Laichkrautarten nach Frost schadlos weiter. Das Gemeine Hornblatt *Ceratophyllum demersum* und die Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* werden zwar durch direkte Frosteinwirkungen stark geschädigt, aber einzelne Individuen des Bestandes überleben in der Regel eine winterliche Trockenlegung. Entgegen einer verbreiteten Annahme (COOK 1966:134) sind die Rosetten von jungen, im Herbst gekeimten Wasserhahnenfußpflanzen durchaus in der Lage, in der terrestrischen Phase zu überwintern. Sie überstehen sogar eine starke mechanische Beanspruchung ihrer Wurzeln durch emporwachsende Kammeiskristalle. Wie RENMAN 1989 herausfand, können Arten, die wie *Eleocharis acicularis* zur Regeneration aus Rhizombruchstücken befähigt sind, durch Frosthub sogar gefördert werden (RENMAN 1989:254).
Die winterliche Trockenphase trifft die meisten Wasserpflanzen in einem Stadium, in dem sie physiologisch wenig aktiv sind und stärkehaltige Überdauerungsorgane ausgebildet haben, die den Beobachtungen zufolge weniger frostanfällig als die erwachsenen Pflanzen sind.

In der Literatur liegen nur wenige Informationen über die Frostresistenz von Wasserpflanzen vor, da Bedingungen, die solche Fähigkeit erfordern, in den gemäßigten Breiten außerhalb von gewinterten Teichen kaum vorkommen. Wahrscheinlich wird deshalb ohne Überprüfung davon ausgegangen, daß die meisten Makrophyten nur submers überwintern können.
Es muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß die Winter in Schleswig-Holstein im Vergleich zu kontinentaleren Gebieten als mild und feucht einzustufen sind. Strenge Fröste treten nur selten auf und sind meistens von kurzer Dauer. Hinzu kommt, daß die Wintertemperaturen im Untersuchungszeitraum zeitweilig beträchtlich über den langjährigen Mittelwerten lagen. Ferner verhindern häufige Niederschläge besonders bei feinkörnigen Böden eine vollständige Austrocknung des Teichgrundes. Die Beobachtungen gelten wahrscheinlich deshalb nur für Gebiete mit einem ähnlich ozeanisch getönten Klima wie Schleswig-Holstein und dürfen ohne Überprüfung nicht auf andere Regionen übertragen werden.

Die sommerliche Trockenlegung tritt, obwohl sie bedeutend kürzer ist, in einem empfindlicheren Stadium der Pflanzenentwicklung ein und bewirkt aufgrund der höheren Temperatur und Verdunstung eine wesentlich stärkere Dezimierung der Wasserpflanzen als eine Wintertrockenphase. Es können nur Arten überleben, die zur Ausbildung einer widerstandsfähigen Landform in der Lage sind oder sich als Therophyten verhalten können. Sandige Böden mit einem geringeren Wasserspeicherungsvermögen sind in dieser Hinsicht ungünstiger als bindige Substrate.

Eine stärkere Selektion dürfte mit der mechanischen Bearbeitung der Teichböden verbunden sein, die eine Zerstörung der potentiell überdauernden Organe (Wurzeln, Rhizome, Turionen, Jungpflanzen oder ausgewachsene Pflanzen) bewirkt. Ähnlich wie bei terrestrischen Ackerflächen besitzen unter solchen Bedingungen einjährige Therophyten oder ausgesprochene Pionierbesiedler mit wirksamen Ausbreitungsmechanismen Konkurrenzvorteile.

5.2.3.2. Einfluß des Bodengehaltes an organischer Substanz

Die Bewirtschaftung führt zu pedologischen Veränderungen des Standortes, die auch während der Bespannungsphase für die Entwicklung von Wasserpflanzen von Bedeutung sind.
Während in älteren Untersuchungen der Nährstoffaufnahme durch das Wurzelsystem gegenüber der direkten Aufnahme durch den Sproß eine untergeordnete Rolle eingeräumt wurde, haben neuere Arbeiten die Bedeutung des Sediments als Nährstoffquelle für submerse Makrophyten nachgewiesen (BARKO, GUNNISON & CARPENTER 1991). *in situ* Untersuchungen sind jedoch aufgrund der meßtechnischen Schwierigkeiten nach wie vor selten (vgl. KAWAI et al. 1985).

Bei geringen Nährstoffgehalten des Sedimentes und des Wassers kann durch Düngung des Substrates ein stärkeres Makrophytenwachstum herbeigeführt werden, was darauf hindeutet, daß die Nährstoffarmut der mineralischen Böden für die geringe Wuchsleistung verantwortlich sein kann (BARKO & SMART 1986). Bei nährstoffreichem Wasser wirken sich Unterschiede der Sedimenteigenschaften jedoch weniger stark aus: Pflanzen sind offensichtlich in der Lage, ihr Nährstoffaufnahmeverhalten der räumlichen Verteilung des Angebotes im Wasser und im Wurzelraum anzupassen (RATTRAY, HOWARD-WILLIAMS & BROWN 1991). Die Laboruntersuchungen erfolgten allerdings mit stark nährstoffangereichertem

Wasser, das künstlich algenfrei gehalten wurde. Unter natürlichen Bedingungen entwickeln sich in der Regel planktische Algenpopulationen, die gelöste Nährstoffe effizienter als Makrophyten aufnehmen, so daß die Konzentrationen der freien, für die Makrophyten verfügbaren Nährstoffe bedeutend geringer als im Laborversuch sein dürfte. Es ist deshalb nicht auszuschließen, daß auch in nährstoffreichen Systemen die Versorgung durch die Wurzel eine wichtige Rolle spielt. Die Verfügbarkeit der Bodennährstoffe sollte deshalb stärker berücksichtigt werden.

Das Wachstum vieler Wasserpflanzen wird sowohl bei geringen wie auch bei hohen Gehalten des Substrates an organischer Substanz gehemmt (BARKO, GUNNISON & CARPENTER 1991:45).
Mineralische, insbesondere sandige Böden zeichnen sich durch Nährstoffarmut und ein schlechtes Speichervermögen aus, so daß geringe Wuchsleistungen durch den primären Nährstoffmangel erklärt werden können. Bei hohen Gehalten des Bodens an organischer Substanz geht die Phytomasseproduktion trotz des hohen absoluten Nährstoffgehaltes des Substrat ebenfalls zurück. Dieses Phänomen läßt sich unabhängig von eventuellen Wuchsbeeinträchtigungen nachweisen, die sich bei geringen Redoxpotentialen aus einer Vergiftung der Pflanzen durch Methan, Sulfite oder Schwermetalle ergeben können (CARPENTER, ELSER & OLSON 1983). Wie BARKO & SMART 1986 zeigen konnten, ist die Abnahme der Wuchsleistung nur zum Teil auf eine stärkere Bindung der Nährstoffe an organische Komplexe zurückzuführen. Entscheidend ist viel mehr die geringe Dichte des Bodens, die einen niedrigen Nährstoffgehalt pro Volumeinheit bedingt (BARKO & SMART 1986: 1337). Eine Pflanze muß auf einem Substrat von geringer Dichte ein aufwendigeres Wurzelsystem ausbilden, um die gleiche Nährstoffmenge wie in einem dichteren Milieu zu erschließen. Nach Verdichtung von Proben des gleichen Sediments durch Zentrifugation wuchsen die Makrophytenkulturen bei sonst unveränderten Bedingungen besser als auf nicht-zentrifugierten Proben (BARKO & SMART 1986:1330).

In natürlichen Gewässern nimmt im Laufe der Sukzession aufgrund der Ausbreitung der emersen Arten der Anteil der schwer zersetzbaren Helophytenstreu an der Gesamtsedimentation zu. Die Dichte des Sedimentes und die Abbaurate der organischen Substanz unter anaeroben Bedingungen nehmen dabei ab und führen zu einer immer schlechteren Nährstoffverfügbarkeit für submerse Makrophyten. Infolgedessen verschwindet die submerse Vegetation mit zunehmendem Alter des Gewässers auch ohne Beschattung durch dichte Nymphaeidenbestände. Wie PEARSALL bereits 1920 beobachtete, ist diese Entwicklung durch Änderungen der Sedimentationsverhältnisse (z.B. Übergang zu dichteren, überwiegend mineralischen Ablagerungen bei stärkerem Wellenschlageinfluß) umkehrbar (zit. nach BARKO, GUNNISON & CARPENTER 1991:50).
Vor diesem Hintergrund gewinnen der Bewirtschaftungsmodus der Karpfenteiche und die sich daraus ergebenden Eigenschaften der Böden eine besondere Bedeutung in bezug auf die Standortgunst für submerse Makrophyten.
Die regelmäßige Trockenlegung führt, wie in Kap. 5.2.2.1. dargestellt, zu einem schnellen Abbau der im Laufe der Bespannungsperiode akkumulierten organischen Substanz. Durch Austrocknung und Mineralisierung kommt es zu einer Setzung und Verdichtung des Teichbodens, die günstige Bedingungen für wurzelnde Makrophyten in der nachfolgenden Hydrophase schaffen. Die Zurückdrängung der Röhrichtbestände durch die Teichwirtschaft hat zur Folge, daß der Anteil der grobfaserigen, schwer abbaubaren Helophytenstreu im Teichsedi-

ment gering bleibt. Eine eventuell schädigende Methan- und Sulfitbildung bleibt aufgrund der begrenzten Akkumulation der organischen Substanz vergleichbar schwach.
Es kann deshalb festgehalten werden, daß die Böden, die für bewirtschaftete Karpfenteiche charakteristisch sind, aufgrund ihrer Dichte und ihrer mittleren Gehalte an organischer Substanz günstigere Bedingungen für die Entwicklung von wurzelnden submersen Makrophyten bieten als manche natürliche Gewässer mit mächtigen und locker gelagerten Sedimenten.

Die Maßnahmen der Teichbodenpflege führen zu einer auffälligen Inkongruenz der Eigenschaften des Bodens, die den Verhältnissen in schwach bis mäßig nährstoffreichen Gewässern entsprechen, und der chemischen Eigenschaften des Wasserkörpers, die für stärker eutrophierte Systeme charakteristisch sind. Besonders deutlich zeigt sich diese Diskrepanz am Vorkommen der Seggen *Carex rostrata* und vereinzelt *Carex lasiocarpa*, die vornehmlich bedeutend nährstoffärmere Standorte besiedeln, als solche die in Karpfenteichen erwartet werden.

5.2.4. Besonderheiten der Sedimentphosphordynamik in bewirtschafteten Teichen

Der Austausch von Phosphorverbindungen zwischen Sediment und Wasserkörper wird von mehreren Faktoren gesteuert, die die gesamte Dynamik des Gewässerökosystems involvieren. Zufriedenstellende Ansätze zur Vorhersage der Phosphorabgabe wurden bislang nur für geschichtete Seen entwickelt. Für ungeschichtete und polymiktische Gewässer, mit denen Karpfenteiche am ehesten zu vergleichen sind, liegen noch keine schlüssigen Modelle vor (JANSSON et al. 1988:91).
Die Teichnutzung führt bezüglich der Phosphordynamik zu einigen bedeutsamen Abweichungen von den Verhältnissen, die für natürliche Gewässer charakteristisch sind. Die Berücksichtigung dieser Besonderheiten ist unerläßlich, wenn zu Schutz- und Planungszwecken das Gefüge der Standortfaktoren beeinflußt werden soll.

5.2.4.1. Mechanismen des anaeroben Phosphoraustausches zwischen Sediment und Wasser

Die Mechanismen der Phosphorfreisetzung unter anaeroben Bedingungen sind seit den Untersuchungen von EINSELE 1938 und MORTIMER 1941 besser bekannt. Ihre Theorie führt die Phosphatabgabe auf die Lösung von Eisen-Phosphat-Komplexen unter Reduktion der Fe(III)-Ionen zurück. Gleichzeitig wird reduziertes Eisen Fe(II) freigesetzt. Solange die Sauerstoffsättigung am Wasser / Sediment-Interface mindestens 10% beträgt, werden herausdiffundierende Phosphationen an Metalloxide im Sediment wieder adsorbiert, so daß es zu einer Akkumulation von Eisenphosphaten an der Grenzschicht kommt (SCHWOERBEL 1987:95). Sobald dieser Wert unterschritten wird, können die an der Sedimentoberfläche akkumulierten Phosphate in den Wasserkörper übergehen.

Die flachen und ständig durchmischten Fischteiche sind durch vergleichsweise sauerstoffreiches Wasser in der grundnahen Schicht gekennzeichnet. Sauerstoffgradienten zwischen Oberfläche und Grund bestehen selten länger als wenige Stunden (vgl. Kap. 5.1.6.). Da in den Gewässern eine dichte Fischpopulation gedeihen soll, darf davon ausgegangen werden, daß der Grenzwert von 10% Sauerstoffsättigung (ca. 0,9 g O_2/l bei 20°C) nur selten und nur

kurzfristig erreicht wird. Selbst für robuste adulte Karpfen dürfen 4 g O_2/l nicht unterschritten werden (BOHL 1982:291). In der Winterung bei stark verlangsamtem Stoffwechsel sind 0,5 g O_2/l für Karpfen letal (KOCH, BANK & JENS 1982:16). Die Phosphorfreisetzung über den EINSELE-MORTIMER-Weg dürfte deshalb in bewirtschafteten Fischteichen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Intensität der Reduktionsreaktionen im Sediment wird ferner durch den Bewuchs des Teichgrundes beeinflußt.
Viele Wasserpflanzen, die wie Helophyten über ein Aerenchym oder wie Isoetiden über ein gut ausgebildetes Lakunarsystem verfügen, geben durch die Rhizosphäre Sauerstoff ab. In welchem Maße diese Sauerstoffabgabe zu einer Oxidation des reduzierten Sedimentes führt, hängt vom chemischen Sauerstoffverbrauch und von der mikrobiellen Aktivität im Boden ab, die wiederum in erster Linie vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz bestimmt werden.
In oligotrophen Gewässern mit überwiegend mineralischen Substraten kann die Sauerstoffabgabe durch *Isoetes lacustris*-Beständen zur Aufrechterhaltung von oxidierten Bedingungen in den ersten 15 cm des Sedimentes genügen (DENNY 1987:3). Eisen und Phosphor, die gemessen an den vorrätigen Mengen in ausreichender Höhe vorhanden sind, können wegen ihrer chemischen Festlegung zu limitierenden Faktoren der Pflanzenentwicklung werden (JAYNES & CARPENTER 1986).
Bei hohen Gehalten des Bodens an organischer Substanz genügt der in der Rhizosphäre freigesetzte Sauerstoff in der Regel nicht, um oxidierende Verhältnisse aufrechtzuerhalten (CHEN & BARKO 1988). Er kann jedoch ausreichen, um eine im Vergleich zu unbewachsenen Flächen bis zu 50% höhere Nitrifizierung zu bewirken (KEMP & MURRAY 1986:280).

In Teichböden mit geringen Gehalten an organischer Substanz lassen sich gelegentlich Eisenausfällungen um die Wurzeln von kräftigen Laichkräutern wie *Potamogeton natans* und *Potamogeton alpinus* beobachten. Bei überwiegend mineralischen Böden ist deshalb die anaerobe Phosphormobilisierung aus dem Teichsediment vergleichbar gering.
Höhere Freisetzungsraten sind lediglich bei schlecht drainierbaren und spärlich bewachsenen Teichgründen zu erwarten, in denen ganzjährig im gesamten Bodenprofil stark reduzierende Bedingungen herrschen, so daß eine starke Phosphatanreicherung an der Grenzlamelle zwischen Sediment und Wasserkörper stattfinden kann.
Sauerstofffreie Verhältnisse im Wasserkörper sind allerdings auch in solchen Gewässern eher die Ausnahme als die Regel. Treten sie jedoch kurzfristig ein, so ist mit starken, zeitlich begrenzten Phosphorschüben zu rechnen.

5.2.4.2. Phosphorfreisetzung aus dem Sediment unter aeroben Bedingungen

Den Prozessen der aeroben Phosphorfreisetzung wurde in der Limnologie lange wenig Beachtung geschenkt, weil davon ausgegangen wurde, daß sie nur eine untergeordnete Rolle spielen. Dieses mag für tiefe, geschichtete Gewässer zutreffen. In Teichen, deren gesamte Fläche zur Litoralzone gehört, müssen diese Vorgänge stärker berücksichtigt werden.

Turbationsvorgänge

Durchmischungen von Sediment und Wasserkörper werden durch verschiedene Vorgänge ausgelöst.

Windinduzierte Turbulenzen können einen intensiven Austausch zwischen Porenwasser des Sedimentes und Wasserkörper bewirken. Hochwüchsige Helophyten übertragen durch ihre biegsamen Stengel die Schubkraft des Windes auf den Gewässergrund, was zu einer stärkeren Aufwirbelung der Schlammpartikel und einer erhöhten Phosphorabgabe führen kann (KAIRESALO & MATILAINEN 1988:2213). Auf wellenschlaginduzierte Sedimentumlagerungen wurde bereits in Kap. 5.1.4. hingewiesen.

Eine vermutlich wesentlichere Rolle für die Freisetzung von P und N spielt die Bioturbation durch benthische Tiere wie Tubificiden und Chironomiden-Larven. Quantitative Untersuchungen belegen die Bedeutung dieses Prozesses in flachen natürlichen Gewässern (FUKAHARA & SAKAMOTO 1987). WISNIEWSKI & PLANTER 1985 betonen, daß die meisten Versuche anhand gestörter Proben oder mit nachträglich eingebrachten Tieren durchgeführt wurden, so daß die Intensität der Bioturbation deshalb wahrscheinlich immer noch stark unterschätzt wird.
In Fischteichen weisen die Populationen dieser Tiergruppen eine besondere Dynamik auf. Bei tiefgreifender Austrocknung des Teichgrundes und Frosteinwirkung werden ihre Bestände weitgehend vernichtet. Die Wiederbesiedlung aus den feucht gebliebenen Entwässerungsgräben erfolgt nach der Flutung in einen konkurrenzfreien Raum und zieht eine rasche Überbevölkerung durch die Erstbesiedler (meist Chironomiden) nach sich (BARTHELMES 1981:129), die eine sehr intensive Bioturbation der oberen Sedimentschichten zur Folge hat. Im Sommer pendelt sich die Population durch Nahrungskonkurrenz oder Parasitenbefall auf eine geringere, normale Dichte zurück.

Aufgrund der besonders hohen Dichte der genannten benthischen Tiergruppen dürfte dieser Weg der Phosphorfreisetzung in extensiven Fischteichen eine wichtigere Rolle als in natürlichen Gewässern spielen. In stark besetzten Streck- und Abwachsteichen ist die Benthos-Fauna dagegen bereits im Hochsommer fast vollständig durch die Karpfen aufgezehrt worden. Dafür nimmt die Bedeutung der durch gründelnde Fische hervorgerufenen Turbation stark zu.

Mobilisierung von Sedimentphosphor durch Makrophyten

Submerse und emerse Pflanzen, die auf dem Gewässergrund wurzeln, nehmen Phosphorverbindungen aus dem Sediment auf, die beim Absterben des Sprosses zu unterschiedlichen Anteilen in den kleinen P-Kreislauf eingeschleust werden.
Die schwer zersetzbare Streu der Helophyten trägt in erster Linie zum Aufbau des Sediments bei, während die organische Substanz der submersen Makrophyten rasch mineralisiert wird. Beim Absterben einzelner Blätter im Laufe der Vegetationsperiode oder der ganzen Pflanzen gegen Ende ihres Entwicklungszyklus wird ein Teil der Nährstoffe unmittelbar ins Wasser abgegeben und vorwiegend durch Algen wieder aufgenommen (DENNY 1987:15).

Die submerse Vegetation der extensiven Fischteiche setzt sich aus Pflanzenpopulationen mit unterschiedlichen Entwicklungsrhythmen zusammen (vgl. Kap. 8.2.). Die Bestandsdynamik wird durch die Ablösung im Laufe der Vegetationsperiode verschiedener Dominanzphasen (*Ranunculus*-Aspekt, Parvopotamiden-Aspekt usw.) geprägt, so daß größere Nährstoffmengen beim Abbau der jeweiligen Populationen freigesetzt werden. Aus Gründen, die in Kap. 7.2.3. näher erläutert werden, ist der phänologische Dominanzwandel in Fischteichen ausgeprägter als in natürlichen Gewässern, so daß der Anteil des durch die Makrophyten aus dem Boden in den Wasserkörper verlagerten Phosphors auch höher sein dürfte.

5.2.4.3. Einfluß der Teichgrundkalkung auf die Phosphordynamik

Der besondere Bewirtschaftungsrhythmus der Teiche führt wegen der **Abfolge von Flutungs- und Trockenphasen** zu starken Schwankungen der Redoxverhältnisse im Oberboden und rückt die Teichböden in die Nähe der Reisböden, die ebenfalls durch den regelmäßigen Wechsel von oxidierenden und reduzierenden Bedingungen mit zwischengeschalteter Bodenbearbeitung geprägt werden. Eingehende bodenkundliche Untersuchungen von Böden vergleichbarer Dynamik in kühl-gemäßigten Klimazonen Europas blieben bislang aus (Prof. Dr. H.-P. BLUME, Agrarwiss. Fakultät Kiel, mündl. Mitteilung 1992).

Unter sauerstofffreien Bedingungen in der Flutungsphase nimmt das Redoxpotential ab, was zu einer verstärkten Löslichkeit der an Eisenoxide gebundenen Phosphationen führt. Da Fe^{2+} die Kationen Ca^{2+}, Mn^{2+} und K^{+} vom Sorptionskomplex verdrängt, gehen diese Ionen verstärkt in die Bodenlösung über. Der pH-Wert stabilisiert sich zwischen 6,5 und 7,0 (MOHR, VAN BAREN & VAN SCHUYLENBORGH 1972:359ff). Bei gleichzeitiger, anhaltender Abnahme des Redoxpotentials steigt die Phosphatlöslichkeit (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989:250). Vergleichbare Verhältnisse wurden in Reisböden festgestellt, bei denen die Überflutungsphase zu einer höheren Phosphatverfügbarkeit im Wurzelraum der Reispflanzen führt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989:448).
Die anschließende Trockenphase ist durch umgekehrt verlaufende Prozesse gekennzeichnet, nämlich durch die Zunahme des Redoxpotentials und die Immobilisierung der Phosphate durch die Bindung an oxidierte Metallionen.

Unterliegen die Teichböden einer **Kalkung**, so ergeben sich einige Abweichungen von diesem Grundmuster. Mangels genauer bodenkundlicher Informationen über Redoxpotentiale in Teichböden muß an dieser Stelle auf Untersuchungen zurückgegriffen werden, die an calciumcarbonatreichen Reisböden durchgeführt wurden (MOHR, VAN BAREN & VAN SCHUYLENBORGH 1972:367ff).
Wenige Tage nach der Flutung ist der Sauerstoffvorrat des Bodens durch die Aktivität der noch vorhandenen aeroben Organismen erschöpft. Die einsetzende Reduktion verbraucht H^{+}-Ionen, was einen pH-Anstieg zur Folge hat. Die Stärke der pH-Schwankungen hängt von der Intensität der Reduktionsvorgänge ab. Im sauren Milieu findet eine starke Reduktion der Eisen- und Manganoxide statt. Im basischen Bereich werden die Metalloxide dagegen nicht nennenswert reduziert (MOHR, VAN BAREN & VAN SCHUYLENBORGH 1972:378). Diesen besonderen Verhältnissen entsprechend sind alkalische Reisböden kaum marmoriert. Die Phosphorversorgung kann unzureichend sein.

Diese Zusammenhänge lassen sich vermutlich auf gekalkte Teichböden übertragen, die trotz ihres Wasserregimes ebenfalls meist nur sehr schwach rostfleckig sind (vgl. Kap. 5.2.1.1.). Bei ausreichend hoher Kalkung erfolgt eine nur vergleichsweise schwache Reduzierung der Metallionen, was eine geringere Freisetzung des an sie gebundenen Phosphates zur Folge hat.

Die Kalkung bewirkt ferner eine stärkere P-Adsorption an $CaCO_3$, wobei die Festlegungsrate mit der Temperatur zunimmt (LÖFGREN & RYDING 1985:3332) und deshalb in den thermisch begünstigten Fischteichen von Relevanz sein könnte. Inwiefern das Calcit-Apatit-Puffersystem in Fischteichen eine Rolle spielt, ist bislang nicht bekannt. Indirekte Hinweise auf die Gefahr einer Phosphatfestlegung bei zu hoher Kalkung sind aus Lehrbüchern der Teichwirtschaft (KOCH, BANK & JENS 1982:48) zu entnehmen.
Durch biogene Entkalkung können durch Ausfällung Phosphorverbindungen festgelegt werden. Dichte *Characeae*-Bestände, wie sie in gekalkten Teichen gelegentlich vorkommen, führen zu einer intensiven Calciumcarbonatausfällung als Aragonit, das Phosphor besonders wirksam zu binden vermag (LÖFGREN & RYDING 1985: 3327).

Tendenziell führt eine Kalkung zu einer stärkeren chemischen Festlegung des Sedimentphosphors. Es müßte untersucht werden, ob die in Fischteichen ausgebrachten Kalkmengen ausreichend sind, um den Phosphorhaushalt der Gewässer nachhaltig zu beeinflussen. Dafür spricht jedoch die auffällig schwache Marmorierung der während langer Trockenphasen gut drainierten Teichböden.
Der empirisch beobachtete, positive Einfluß der Teichgrundkalkung bezüglich der Phosphorversorgung des Teichwassers (KOCH, BANK & JENS 1981:50) legt den Schluß nahe, daß mit Hilfe der Kalkung ein für biologische Vorgänge günstiger Boden-pH-Wert eingestellt wird. Die dadurch geförderte mikro- und makrobenthische Aktivität könnte unter solchen Bedingungen die Hauptrolle bei der Phosphormobilisierung übernehmen. JANSSON et al. 1988 vermuten ähnliche Verhältnisse in allen Gewässern mit ausgedehnten Litoralzonen (JANSSON et al. 1988:91).
Biologische Vorgänge spielen in Karpfenteichen vermutlich eine wesentlichere Rolle an der Phosphorfreisetzung aus dem Sediment als in anderen Gewässern. Die Phosphorversorgung des Wassers erfolgt deshalb gleichmäßiger und über einen längeren Zeitraum, was für eine teichwirtschaftliche Nutzung vorteilhaft ist.

5.2.4.4. Konsequenzen für ein ökologisches Teichmanagement

Die hier vorgestellten Zusammenhänge sind zwar ohne erheblichen Aufwand nicht zu quantifizieren und bezüglich ihrer Bedeutung für die gesamte Phosphordynamik im Gewässer zu gewichten. Sie sollten jedoch zur Vorsicht ermahnen, wenn die Nutzungsverhältnisse zugunsten der Ziele des Naturschutzes verändert werden sollen. Solange Fischteiche bewirtschaftet werden, "kippen" sie selten um, weil eine zeitliche Entzerrung der Phosphorverfügbarkeit stattfindet. Bei Aufgabe der Nutzung entfällt diese Regulierung, so daß die sehr hohen Nährstoffmengen, die im System vorhanden sind, ihrer eigenen Dynamik überlassen werden. Insbesondere in Teichen, in denen wegen des starken diffusen Nährstoffinputs aus dem Umland weder gedüngt noch gefüttert wird, kann eine Stillegung zu einem sprunghaften Anstieg der Phosphorverfügbarkeit und zur Vernichtung vieler Lebensgemeinschaften führen.

5.3. Synthese der Standortbeschreibung: Streß und Störung als komplexe Standortfaktoren

5.3.1. Begriffsklärung

Mit Hilfe der Begriffe Streß und Störung läßt sich das Gefüge der Standorteigenschaften wirkungsbezogen charakterisieren. Sie beziehen sich auf die Reaktion der Pflanzenwelt auf die Ausprägung der bisher besprochenen Faktoren. Streß und Störung können analytisch auf einzelnen Ursachen zurückgeführt werden. Die Begriffe können aber auch synthetisch auf die Gesamtwirkung aller Standortfaktoren bezogen werden und ermöglichen deshalb einen Standortvergleich über die Ausprägungsvielfalt der einzelnen ökologischen Faktoren hinaus.

Unter Streß (engl. *stress*) wird die Summe aller externen Einflüsse verstanden, die den Zuwachs der Phytomasse in Teilen oder in der Gesamtheit der Vegetationsdecke durch Wuchsbeeinträchtigung limitieren (übers. nach GRIME 1979:21).
Beschattung, Wärmemangel, Trockenheit und Nährstoffarmut sind typische Stressoren, die die Produktivität der Pflanzendecke stark herabsetzen können. Die Streßsituation kann sowohl durch die abiotischen Eigenschaften des Wuchsortes bedingt sein, als sich auch aus der intra- und interspezifischen Konkurrenz ergeben.

Als Störung (engl. *disturbance*) wird die Summe aller Vorgänge definiert, die die Phytomasse durch partielle oder vollständige Zerstörung der Pflanzen reduzieren (übers. nach GRIME 1979:39).
Unter natürlichen Bedingungen können katastrophenartige Ereignisse wie Stürme, Brände, Überschwemmungen oder Fröste starke Schäden hervorrufen. Anthropogene Störungen stellen das Mähen, das Pflügen oder das Ablassen und Fluten von Teichen dar.

Die ökologische Relevanz von Streß- und Störungssituationen variiert entlang mehrerer Gradienten. Ausschlaggebend sind die Intensität, die Häufigkeit und die Dauer der pessimalen Bedingungen bzw. der störenden Ereignisse. Ferner wirken sich gleiche Störungen und Stressoren in Abhängigkeit von der potentiellen Produktivität der Standorte unterschiedlich aus. In produktiven Lebensräumen ist eine Regeneration der Pflanzendecke nach Störung möglich, während an schwach produktiven Standorten die Kombination von hohem Streß durch Nährstoff- oder Wassermangel und wiederkehrender Störung eine pflanzliche Besiedlung dauerhaft unterbinden kann.

5.3.2. Störungs- und Streßverhältnisse in bewirtschafteten Karpfenteichen

Röhricht- und Makrophytenbestände stellen unterschiedliche Ansprüche an ihre Wuchsorte, so daß es zweckmäßig erscheint, die beiden Zonen in bezug auf Streß- und Störungsfaktoren getrennt zu betrachten.
Die folgenden tabellarischen Übersichten fassen die Ergebnisse der vorausgegangenen Standortbeschreibung zusammen. Es werden nur die Streß- und Störungsfaktoren genannt, die teichspezifisch sind oder in den Teichen eine besondere Ausprägung aufweisen. Allgemein verbreitete Erscheinungen wie z.B. Pilzbefall in Großröhrichten werden hier nicht genannt.

Die Intensität der Störung wird auf der Grundlage ihrer Auswirkungen nach einer dreistufigen Skala abgeschätzt:
hoch: fast vollständiges Absterben des Bestandes
mittel: starke Reduzierung aber vegetative Regeneration möglich
schwach: geringe Beeinträchtigung der vegetativen Organe

5.3.2.1. Störungsfaktoren für die Makrophytenzone

Übersicht über Störungsfaktoren für Makrophyten in bewirtschaften Teichen

Störungsfaktor	Wirkungsweise	Intensität	Häufigkeit
Wasserstands-schwankungen	Austrocknung	hoch bis mittel	einmal im Jahr
Frost	Erfrieren bei Trockenlegung	mittel bis hoch	wiederkehrend im Winterhalb-jahr
Lichtmangel	Erlahmen der Photosynthese	mittel bis hoch	häufig schwankend
Schnitt	mechanische Schädigung (1)	mittel	bis zu dreimal im Jahr
Gründeln der Karpfen	Wurzelschä-digung (1)	schwach bis hoch (2)	wiederkehrend
Boden-umbruch	Wurzelschä-digung (1)	hoch	max. einmal im Jahr
Branntkalk-einsatz	Verätzung des Blattwerkes	mittel	sehr selten
Grasfische	Fraß von Blatt- und Wurzelwerk	schwach bis hoch (2)	wiederkehrend

(1) bei einigen Arten entwicklungsfördernd
(2) Schädigungsgrad artabhängig

5.3.2.2. Störungsfaktoren für die Röhrichtzone

Übersicht über Störungsfaktoren für Arten der Röhrichtzone in bewirtschafteten Teichen

Störungsfaktor	Wirkungsweise	Intensität	Häufigkeit
Mahd in der Hydrophase	Absterben durch Eindringen von Wasser ins Aerenchym	hoch bis mittel	einmal im Jahr bis einmal alle 10 Jahre
Mahd in der terrestrischen Phase	Schädigung der Assimilations-organe	hoch bis mittel (2)	ein bis drei-mal im Jahr
Grasfische	Fraß von Blatt- und Wurzelwerk	schwach bis hoch (2)	wiederkehrend

(2) Schädigungsgrad artabhängig

5.3.2.3. Streßfaktoren für die Makrophytenzone

Übersicht über Streßfaktoren für Makrophyten in bewirtschafteten Teichen

Steßfaktor	Wirkungsweise	Intensität	Häufigkeit
Lichtmangel	Abschwächung der Photosynthese	hoch bis gering	wiederholte Schwankungen
Nährstoffüber-versorgung	Lichtkonkurrenz mit Algen	hoch bis mittel	dauerhaft
Nährstoffmangel	Stoffwechselver-langsamung bzw. -störung	schwach	selten (allg. gute Verfüg-barkeit)
Kohlenstoff-mangel	Stoffwechselver-langsamung	gering	selten (vgl. pH und Kalkung)
tiefe Temperatur in der Flutungs-phase	Stoffwechselver-langsamung bzw. -störung	geringer als in naturnah. Gewässern	witterungs-abhängig schwankend
Frost in der Trockenphase	mechanische Schädigung durch Kammeis	gering (1) bis mittel	wiederkehrend im Winterhalb-jahr
Wellenschlag	mechanische Schädigung	gering bis mittel	wiederkehrend
toxische Stoffe aus dem Sediment	Stoffwechsel-störungen	geringer als in naturnah. Gewässern	selten (nur bei Fehlbewirt-schaftung)

(1) bei einigen Arten entwicklungsfördernd

5.3.2.4. Streßfaktoren für die Röhrichtzone

Übersicht über Streßfaktoren für die Arten der Röhrichtzone in bewirtschafteten Teichen

Steßfaktor	Wirkungsweise	Intensität	Häufigkeit
Lichtmangel	Herabsetzung der Photosynthese	gering	selten wegen Bewirtschaftung
Nährstoffmangel	Stoffwechselver-langsamung bzw. -störung	mittel	bei geringem organischem Gehalt des Bodens
Wasserstands-schwankungen	- bei Frost Wur-zeln u. Rhizome ungeschützt	?	in S.-H. un-wahrscheinlich
	- im Sommer Wech-sel der O_2-Ver-sorgung in der Rhizosphäre	gering bis mittel	1 mal im Jahr
Wellenschlag	mechanische Schädigung	gering bis mittel	wiederkehrend

Aus dieser Übersicht wird deutlich, daß im Unterschied zu vielen aquatischen Ökosystemen Störung in bewirtschafteten Karpfenteicheneinen ausschlaggebenden Standortfaktor darstellt.

Dieses gilt sowohl für die Makrophyten- wie auch für die Röhrichtzone.

Zwischen den einzelnen Störungsereignissen ergibt sich Streß für die Arten der Makrophytenzone nicht so sehr aus einem dauerhaften Ressourcenmangel, sondern aus den häufigen und starken Schwankungen der Versorgung beispielsweise mit dem Faktor Licht (vgl. Kap.5.1.3.)
Die Arten der Röhrichtzone können dagegen auf regelmäßig trockengelegten Teichgründen mit geringen Gehalten an organischer Substanz unter dauerhaftem Nährstoffmangel leiden (vgl. Kap. 7.2.7.).

Bewirtschaftete Teiche können als störungsdominierte Ökosysteme charakterisiert werden. Die Vegetationsdynamik in natürlichen Stillgewässern Mitteleuropas wird dagegen überwiegend durch Streßfaktoren gesteuert. Es ist deshalb zu erwarten, daß Struktur und Artzusammensetzung der Teichvegetation im Vergleich zu naturnahen Verhältnissen Abweichungen zeigen.

6. Methodik der vegetationskundlichen Inventarisierung

6.1. Zeitraum der Untersuchungen

Die Geländearbeiten erstreckten sich über drei Vegetationsperioden vom Frühling 1990 bis zum Winter 1992. Die Vegetationsperiode umfaßt in bewirtschafteten Teichen etwa den Zeitraum zwischen Anfang April und Ende Oktober, in dem die meisten Gewässer Wasser führen. Das Wasser erwärmt sich in den flachen Gewässern schnell. Die Entwicklung der Makrophyten setzt früher als in anderen schleswig-holsteinischen Gewässern ein, so daß schon ab Anfang Juni mit einer fortgeschrittenen Ausbildung der Laichkrautbestände gerechnet werden kann. Auf die zeitliche Entwicklung der Helophyten scheinen die besonderen thermischen Bedingungen der Teiche keinen Einfluß auszuüben.

Darüber hinaus wurden in der Winterperiode ausgewählte Teiche unterschiedlicher Nutzung und ökologischer Beschaffenheit monatlich beobachtet, um die Auswirkungen der Trockenlegung auf die Pflanzenbestände zu verfolgen. Bei besonderen Witterungsverhältnissen wie starken Frösten und langandauernden Niederschlagsphasen wurden die Gewässer zusätzlich zum Routineprogramm aufgesucht.

6.2. Phänologische Beobachtungen

Phänologische Beobachtungen werden mittlerweile bei Untersuchungen von terrestrischen Pflanzengemeinschaften häufig durchgeführt, während sie sich in vegetationskundlichen Beschreibungen von Gewässern meist auf einige Randbemerkungen beschränken.

Aufgrund der besonderen Rhythmik der Wasserführung in Karpfenteichen war zu erwarten, daß das phänologische Verhalten der einzelnen Arten für die Zusammensetzung der Vegetation entscheidend sein kann. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurden 1991 und 1992 Beobachtungen in fünf Teichanlagen aus verschiedenen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins durchgeführt, die ein breites Spektrum an Standortbedingungen und Nutzungsverhältnissen abdecken.
Folgende Teichgebiete wurden auf der Grundlage der im Sommer 1990 gesammelten Geländeerfahrungen als repräsentativ ausgewählt:

Waldhütten	AML	Vollbetrieb	Polykultur
Glüsing	AML	Vollbetrieb	Zierfische
Sarlhusen	AML	Satzfische	Polykultur
Bredenhop	AML	Abwachs/Angel	Polykultur
Klein-Vollstedt	WSL	Abwachs	Karpfen
Kasseteiche	JML	Vollbetrieb	Polykultur

AML: Altmoränenlandschaft

JML: Jungmoränenlandschaft

WSL: weichselzeitliche Sanderlandschaft

1991 wurden die Teiche einmal monatlich von Juni bis Oktober aufgesucht. 1992 wurden die Gewässer von Januar bis April einmal monatlich, von Mitte April bis Oktober vierzehntägig aufgenommen.

Bislang steht keine phänologische Arbeitsmethode zur Verfügung, die den besonderen Bedingungen des aquatischen Milieus Rechnung trägt, so daß mit leichter Abwandlung nach dem für den terrestrischen Bereich entwickelten Ansatz verfahren wurde.

Neben der Feststellung der Austrieb-, Blüh-, Frucht-, Turionenbildung- und Schwundtermine galt den Verschiebungen der Deckungsverhältnisse auf ausgewählten Probeflächen eine besondere Aufmerksamkeit. Zu jedem Begehungstermin wurde eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET auf den Probeflächen durchgeführt.
Ferner wurden Informationen über die Struktur der Populationen der einzelnen Arten erhoben. Der prozentuale Anteil der Keimlinge, Jungpflanzen und adulten Pflanzen an der Gesamtindividuenzahl wurde durch Schätzung erfaßt.
Die durchschnittliche Höhe der einzelnen Bestandsschichten über Grund wurde gemessen.
Die Entnahme von Bestimmungsproben aus den Aufnahmeflächen wurde auf das mögliche Minimum beschränkt. Gleiches gilt für die Betretung der im Flachwasser bei ca. 80 cm Tiefe liegenden Probeflächen.
Durch Befragung der Teichwirte wurden die einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen, so weit nicht feststellbar, in Erfahrung gebracht.

Genauere Erfassungsmethoden (z.B. durch Einsatz der "LONDO"-Schätzskala) sind im aquatischen Bereich oft nicht praktikabel. Auf den Einsatz eines Zählrahmens muß in mehrschichtigen Beständen verzichtet werden. Eine genaue Zählung der Pflanzen- bzw. Sproßindividuen besonders bei schlecht sichtbaren Arten ist ohne starke Beeinträchtigung des Bestandes nicht möglich. Trübung und durch Wellen angekräuselte Wasseroberflächen stören zusätzlich die optische Schätzung.

Da phänologische Beobachtungen in Gewässern zumindest in Schleswig-Holstein bislang noch nicht durchgeführt wurden , können die erhobenen Daten nicht mit Informationen aus Seen der Region verglichen werden.
Es zeigte sich jedoch, wie entscheidend das phänologische Verhalten der einzelnen Arten innerhalb der Vegetationsperiode für das Verständnis der Bestandsdynamik ist. Ein zeitlicher Entwicklungsvorsprung kann manchen Arten einen wichtigen Konkurrenzvorteil gewähren oder ermöglicht ihnen die Besiedlung von Freiräumen, die noch nicht durch konkurrenzkräftigeren Pflanzen besetzt sind. Dieser Aspekt ist in Gewässern, in denen die Vegetation sich nach jeder Trockenlegung regenerieren muß, von großer Bedeutung.

Auf eine gesonderte Darstellung der phänologischen Daten muß aus Platzgründen verzichtet werden. Die Ergebnisse der Dauerbeobachtungen sind in die Beschreibung der Pflanzengesellschaften (vgl. Kap. 7.2.) und in die Fitness-Abschätzung der Makrophyten (vgl. Kap. 11.) eingegangen.

6.3. Pflanzensoziologische Datenaufnahme und Bearbeitung

6.3.1. Methodenwahl

Eine wichtige Aufgabe der vorliegenden Untersuchung war die Inventarisierung und Beschreibung der in und an bewirtschafteten Karpfenteichen vorkommenden Vegetation.

Für ihre Dokumentation wurde die pflanzensoziologische Methode nach BRAUN-BLANQUET gewählt.
Wie im Folgenden dargestellt, ergaben sich Schwierigkeiten bei der Zuordnung der stark anthropogen geprägten Makrophyten und Röhrichtbestände zu beschriebenen Syntaxa.
Dennoch wurde die pflanzensoziologische Arbeitsmethode als Grundlage gewählt, weil sie in Forschung und Planung die in Mitteleuropa am weitesten verbreitete Bezugs- und Kommunikationsbasis darstellt. Gegenüber der gelegentlich praktizierten Darstellung mit Hilfe von Artenlisten für einzelne Gewässer und Verbreitungskarten der dominierenden Bestandsbildner bieten pflanzensoziologische Aufnahmen den entscheidenden Vorteil, die Vergesellschaftungen der Arten zu vermitteln.
Das weitgehend standardisierte Aufnahmeverfahren im Gelände und die Darstellung der Geländebefunde in Tabellenform gestatten einen leichten Zugang zu den Primärdaten, die somit für weiterführende Bearbeitungen - gegebenenfalls mit Hilfe anderer Methoden - zur Verfügung stehen.

6.3.2. Räumliche Abgrenzung der aufgenommenen Bestände

Die Bearbeitung schließt die Pflanzenbestände ein, die unmittelbar durch den Teichwasserkörper und seine Spiegelschwankungen beeinflußt werden. Dieses umfaßt im wesentlichen Wassermakrophyten und Röhrichte, sowie angrenzende Großseggenrieder und Flutrasen.
Gräben, Dammkronenbereiche sowie benachbarte Grünländereien und Bruchwälder wurden nicht aufgenommen, da ihre Entstehung nicht auf die teichwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen ist.

In neuen Teichen mit Steilufern stellt die Abgrenzung der zu bearbeitenden Bereiche in der Regel keine Schwierigkeit.
In Gewässern, die in natürlichen Niederungen angelegt wurden, kann die teichbürtige Vegetation oft nicht eindeutig von Beständen unterschieden werden, die möglicherweise älter als die Teichanlage sind. Insbesondere bei großen Gewässern der Jungmoränenlandschaft, deren Ufer extensiv genutzt werden, schließen sich den Teichröhrichten naturnahe Verlandungsbestände bis zum Bruchwaldstadium an, deren Entstehung vermutlich nicht im Zusammenhang mit dem jetztigen künstlichen Gewässer steht, sondern als Ergebnis der Verlandung eines in derselben Niederung ehemals vorhandenen Sees zu deuten sind.
Eine derartige Situation liegt beispielsweise beim Lebrader Teich vor, wie LINDNER & MÜLLER 1984 durch ihre Untersuchungen über das in der südwestlichen Bucht des Teiches gelegenen Lebrader Moor nachweisen konnten. Während der Kern des Moores heute noch Übergangsmoorcharakter besitzt, dringen von der Wasserseite her charakterische Arten der stark eutrophen Teiche wie *Glyceria maxima*, *Typha angustifolia* oder *Sparganium erectum* ein. Die Moorbildung wurde von mehreren Autoren im Zusammenhang mit dem Teich erklärt. Der Nachweis für die zweiphasige Genese der Verlandung konnte erst durch die Sondierung und Analyse des Torfkörpers erbracht werden. Der Fischteich besteht seit ca. 300 Jahren und es kann ausgeschlossen werden, daß ein Moorkörper mit einer Mächtigkeit von 11 m in seinem zentralen Bereich sich in dieser Zeitspanne aufbauen konnte (LINDNER & MÜLLER 1984:135).
Selten ist die Lage floristisch so eindeutig und urkundlich so gut dokumentiert wie beim Lebrader Teich. Im Gelände läßt sich oft lediglich ein fließender Übergang von verschiede-

nen, annähernd gleich eutraphenten Beständen feststellen, die sich sowohl an den Ufern eines ehemaligen Sees als auch des jetzigen Fischteiches hätten entwickeln können. Im Zweifelsfall wurden im Gelände nur solche Bestände aufgenommen, die sich aufgrund ihrer Lage zur Wasserlinie genetisch eindeutig dem aktuellen Fischteich zuordnen ließen.

6.3.3. Datenaufnahme

Die Aufnahme der Vegetation im Gelände erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET 1964 unter Verwendung der folgenden, von REICHELT & WILMANNS 1973 verfeinerten Skala zur Schätzung der Deckungswerte (REICHELT & WILMANNS 1973:66):

```
    r =   1  Einzelindividuum,  Deckung  ≤5%
    + =   2 bis  5 Individuen,  Deckung  ≤5%
    1 =   6 bis 50 Individuen,  Deckung  ≤5%
   2m =   über  50 Individuen,  Deckung  ≤5%
   5% < 2a ≤  15%  Deckung,  Individuenzahl beliebig
  15% < 2b ≤  25%  Deckung,  Individuenzahl beliebig
  25% <  3 ≤  50%  Deckung,  Individuenzahl beliebig
  50% <  4 ≤  75%  Deckung,  Individuenzahl beliebig
  75% <  5 ≤ 100%  Deckung,  Individuenzahl beliebig
```

Die Aufnahme der Wassermakrophyten erfolgte bis zu einer Wassertiefe von ca. 80 cm durch Begehung des Teichgrundes. Bei nicht tragfähigem Untergrund und bei Tiefen über 80 cm wurden ein Schlauchboot und ein Sichtkasten verwendet. Zur Entnahme der Pflanzen zwecks Bestimmung wurde ein engzahniger Rechen benutzt, der mit etwas Geschick auch das "Fangen" von feinblättrigen Laichkräutern und Armleuchteralgen ermöglichte. Durch Aufschrauben von zusätzlichen Stielabschnitten war eine Pflanzenentnahme bis zu einer Tiefe von 3 m möglich, die in Fischteichen nur an wenigen Stellen erreicht wird.
In sehr trübem Wasser wurden "Blindfänge" durchgeführt. Sie dienten lediglich der Erfassung des Arteninventars. Auf eine Schätzung der Deckungswerte mußte verzichtet werden. Selbst bei mittleren Trübungsgraden ist nicht auszuschließen, daß wenig auffällige und zahlenmäßig schwach vertretene Arten wie *Zannichellia palustris* in einigen Aufnahmen fehlen.
Demgegenüber sind die Gesellschaften des klaren Wassers im Aufnahmesatz überrepräsentiert. Aus diesen Gründen verbietet sich eine statistische Auswertung des gesamten Aufnahmekollektives.

Die Wahl der Lage und Größe der Aufnahmeflächen richtete sich, soweit möglich, nach den Forderungen von PASSARGE 1982.
Während für Hydrophytenaufnahmen wegen der meist einheitlichen Teichgrundmorphologie den Ansprüchen an die Mindestgröße der Fläche genügend Rechnung getragen werden konnte, mußten bei steil einfallenden Ufern zur Aufnahme der Helophytenbestände schmale, bandförmige Flächen gewählt werden. So betrug die Breite der Aufnahmefläche für einen *Carex paniculata*-Saum gerade die Breite eines Bultes der Rispensegge. Bei der geringen Flächenausdehnung und der dafür größeren Längserstreckung der Bestände lassen sich Homogenitätskriterien schwer erfüllen. Das zusammengetragene Material dient deshalb lediglich der Dokumentation der Teichvegetation und sollte nicht zur syntaxonomischen Typisierung herangezogen werden (vgl. TÜXEN 1972:24).

In bewirtschafteten Teichen erwies sich als nicht sinnvoll, den optimalen Aufnahmezeitpunkt am Blüh- und Fruchttermin der dominierenden Arten festzulegen (PASSARGE 1982:15). Wegen des Bewirtschaftungsrhythmus und wahrscheinlich auch wegen der günstigen Entwicklungsbedingungen wird dieses Stadium von vielen Populationen nicht erreicht, die sich ausschließlich vegetativ vermehren. Ferner ändern sich die Dominanzverhältnisse im Laufe des Jahres. Aufgrund der bei den phänologischen Beobachtungen gewonnenen Ergebnisse erscheint gerade die Abfolge von verschiedenen Dominanzstadien im Laufe einer Vegetationsperiode als eine der stabilsten Eigenschaften der Teichvegetation. Die Auswahl eines Dominanzstadiums als vermutete optimale Gesellschaftsentwicklung ist willkürlich und verkennt die charakteristische zeitliche Dynamik der Bestände (vgl. Kap. 8.1.).

6.3.4. Determinationsschwierigkeiten

Die Vegetation der Karpfenteiche schließt mehrere kritische Sippen ein, für deren Bestimmung spezielle Determinationsschlüssel benutzt werden mußten.
Besondere Schwierigkeiten bereiteten sterile *Poaceae*, *Cyperaceae* und *Potamogetonaceae*. Nicht blühende oder fruchtende Exemplare der Gattungen *Ranunculus* und *Callitriche* waren oft nicht eindeutig zu bestimmen. Dieses gilt insbesondere für ihre Landformen. Ferner konnten einige der Keimlingspopulationen, die sich auf abgelassenen Teichgründen entwikkeln, nur bis zum Gattungsniveau bestimmt werden. Dieses betrifft unter anderen die Gattung *Chenopodium*.
Soweit es sich dabei um begleitende Arten handelt, erscheinen sie nur mit Gattungnamen in den pflanzensoziologischen Tabellen. Zur syntaxonomischen Charakterisierung wurden nur Bestände herangezogen, in denen die diagnostisch relevanten Arten eindeutig bestimmt werden konnten.

Wie WIEGLEB 1981 am Beispiel der Klasse der Potamogetonetea aufzeigen konnte, schränken Bestimmungsschwierigkeiten sowie Unstimmigkeiten über den taxonomischen Status einiger Arten die Aussagekraft der pflanzensoziologischen Bearbeitung ein.
Aufgrund der gesammelten Geländeerfahrungen können diese Vorbehalte auf die Gattung *Carex* ausgedehnt werden. Bei den an den Fischteichen angetroffenen Formen von *Carex acutiformis* fehlten in ca. 30% der Fälle die charakteristischen Merkmalen der Art. Vielmehr waren sterile Übergangsformen mit starken morphologischen Ähnlichkeiten mit *Carex riparia* oder *Carex rostrata* ausgebildet. Der Frage nach eventuellen Bastardformen zwischen Charakterarten und den sich dabei ergebenden Konsequenzen für das pflanzensoziologische System wurde bislang kaum Beachtung geschenkt. Abnorme *Carex*-Formen wurden in der vorliegenden Untersuchungen berücksichtigt und sind in den Tabellen als solche gekennzeichnet.

6.3.5. Tabellenverarbeitung

Die Darstellung des Aufnahmematerials erfolgt durch differenzierte Tabellen, die synthetischen Tabellen mit Stetigkeitsklassen vorgezogen wurden, weil diese insbesondere bei stark streuender Artzusammensetzung lediglich einen wenig ausdruckskräftigen, im Extremfall nie

realisierten Mittelzustand der Bestände vermitteln.
Bei submersen Pflanzengesellschaften werden die begleitenden Arten in der Tabelle nach der Reihenfolge ihrer vertikalen Schichtung aufgelistet, so daß die synusiale Struktur der Bestände dabei sichtbar wird.
Einartige Bestände werden durch eine Aufnahme vertreten und in einer eigenen Spalte in der Tabelle des jeweiligen Syntaxon aufgeführt.
Auf eine Wiedergabe der Soziabilitätswerte wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet.

Die Vegetationsaufnahmen werden nach ihrer floristischen Ähnlichkeit zusammengestellt und deduktiv durch Vergleich mit den in DIERSSEN et al. 1988 für Schleswig-Holstein beschriebenen Syntaxa in die Hierarchie des pflanzensoziologischen Systems eingeordnet.
Im Falle von Beständen, in denen keine Assoziationscharakterarten, jedoch Kennarten höherer syntaxonomischer Einheiten (Verband, Ordnung, Klasse) vorkommen, erfolgt die Zuordnung zur Basalgesellschaft auf dem Rang der dominierenden Art.

Komplex aufgebaute, mehrschichtige Bestände sind in den untersuchten Gewässern sehr verbreitet, so daß mehrere Assoziationscharakterarten desselben Verbandes häufig gemeinsam vorkommen können. Die Bestände wurden in ihrer Gesamtheit aufgenommen und als Komplexe angesehen. Bei der Dokumentation der Gesellschaften in der Tabelle werden die einzelnen Elemente der Komplexe nicht getrennt. Es erfolgt eine Fokussierung auf die gerade vorgestellte Einheit. Die anderen Elemente des Komplexes werden als Begleiter aufgeführt, was auch für weitere Charakterarten der gleichen soziologischen Rangstufe gilt. Durch die synusiale Anordnung der Begleitarten in der Tabelle wird der Komplexaufbau angedeutet.

Insbesondere für die Bestände des aquatischen Bereiches erwies sich der Gliederungsansatz nach DIERSSEN et al. 1988 nicht immer als adäquat. Grundsätzlich kann festgestellt werden, daß die syntaxonomische Gliederung der aquatischen Vegetation in vielen Fällen noch stark umstritten ist, so daß kein anerkanntes Bezugsystem für die soziologische Ansprache der konkreten Bestände zur Verfügung steht. Von Fall zu Fall ließen sich die aufgenommen Bestände unter Einbeziehung anderer syntaxonomischer Klassifikationen (z.B. OBERDORFER 1977, PREISING 1990, PASSARGE 1992) besser zuordnen. Jedoch war keine der erprobten Klassifikationen durchgehend anwendbar, so daß die Entscheidung zugunsten einer einheitlichen Bezugsbasis getroffen wurde.

Auf eine floristische Untergliederung der vorgestellten Gesellschaften wurde weitgehend verzichtet, da die angetroffenen Bestände dafür oft zu artenarm sind. In anderen Fällen liegen Komplexbildungen vor, die einerseits auf zufällige Besiedlung in pionierartigen Stadien, möglicherweise aber auch auf regelhafte Vergesellschaftungen zurückzuführen sein könnten. Der dreijährige Betrachtungszeitraum reicht nicht aus, um diesbezüglich konkrete Aussagen zu treffen. Es zeichnen sich Tendenzen sowohl zur Schwankung als auch zur Stabilität der floristischen Zusammensetzung der jeweiligen Bestände ab.
Eine Aufgliederung nach Lebensformen, wie sie bei niederländischen (DEN HARTOG & SEGAL 1964) und ostdeutschen Pflanzensoziologen üblich ist (HILBIG 1971, KRAUSCH 1964), ist aufgrund der Vielschichtigkeit der Bestände nicht praktikabel, da ein Bestand des Potamogetonetum lucentis sowohl als "lemnetosum", als "charetosum" oder auch als "zanni-

chellietosum" bezeichnet werden müßte.

6.3.6. Terminologie

Die vorgestellten Vegetationstypen werden überwiegend nach DIERSSEN et al. 1988 benannt. In mehreren Fällen konnte keine Einordnung der aufgenommen Bestände zu Syntaxa des pflanzensoziologischen Systems erfolgen.

Bestände, in denen Arten mit eindeutiger soziologischer Zugehörigkeit fehlen, werden rangneutral als Gesellschaften bezeichnet.

Dem Vorschlag von BERGMEIER et al. 1990 entsprechend wird jedem Syntaxon eine einzige Basalgesellschaft zugeordnet, die in verschiedenen Ausbildungen der Basalgesellschaft beschrieben werden kann (BERGMEIER et al. 1990:99).

Ausbreitungsbiologische Phänomene und besondere Konkurrenzverhältnisse können zur Bildung von Fazies führen, bei denen eine Art die Physiognomie der Gesellschaft prägt. Als Ausbildung der Assoziation wird die Dominanz einer Charakterart in einer Assoziation definiert (MIERWALD 1988:47).

Zur Beschreibung der vorkommenden Komplexbildungen werden in Anlehnung an MIERWALD 1988 folgende Termini verwendet:

Als Überlagerungen werden "ephemere Verzahnungen von Gesellschaften mit unterschiedlichem Rang in der soziologischen Progression (Organisationshöhe)" definiert, "die keine fest zu umreißende raum-zeitliche Beziehung zueinander haben" (MIERWALD 1988: 52). Typische Beispiele stellen Lemniden-Decken dar, die vom Wind leicht verdriftet werden und sich mit anderen Gesellschaften überlagern können.

Durchdringungen sind "mehr oder weniger stabile Verzahnungen von Gesellschaften mit unterschiedlichem Rang in der soziologischen Progression, die in einer festen raum-zeitlichen Beziehung zueinander stehen" (MIERWALD 1988:53). Durchdringungen ergeben sich im Zuge des Verlandungsprozesses. Sie können sich auch bei Nutzungsänderungen aus dem gleichzeitigen Vorkommen von verharrenden Arten, die sich unter der früheren Nutzungsform entwickelt hatten, und neuangesiedelten Arten erklären. Durchdringungen sind an den schmalen Teichufersäumen sehr häufig, weil das Standortgefälle zwischen trockenem Festland und Wasserbereich auf engen Raum zusammengedrängt wird.
Der angeführten Definition nach sind auch solche Komplexbildungen als Durchdringungen aufzufassen, die sich aus der Ablösung am Standort (mit Überlappungsphasen) von verschiedenen Gesellschaften innerhalb einer Vegetationsperiode nach einem festen Zyklus ergeben.

Die Nomenklatur der angeführten Taxa richtet sich nach folgenden Quellen, aus denen die Autorennamen bei den Arten entnommen werden können:

Phanerogamen: MIERWALD 1987
GRELL 1989 (deutsche Artnamen)

Bryophyta:	FRAHM & FREY 1989
Characeae:	MOORE 1986
Vegetationseinheiten:	DIERSSEN et al. 1988
	bzw. oben genannte besondere Termini

In den Tabellen wurden folgende Abkürzungen verwendet:

Ch:	Assoziationscharakterart
V:	Verbandscharakterart
VCh:	Charakterart einer Basalgesellschaft des Verbandes
K:	Klassencharakterart
KCh:	Charakterart einer Basalgesellschaft der Klasse
D:	Kennzeichnende Sippe einer ranglosen Gesellschaft
LF:	Landformen von Wassermakrophyten oder Amphiphyten
S:	Naturraum weichselzeitliche Außensander
G:	Naturraum Hohe Geest
H:	Naturraum Östliches Hügelland

Durch die Abkürzungen der Aufnahmeorte im Tabellenkopf kann die genaue Aufnahmelokalität aus der Liste der untersuchten Teiche (vgl. Anhang, S. I-IV) mit Hilfe der angegebenen Hoch- und Rechtswerten ermittelt werden.

Aus drucktechnischen Gründen wird die Deckungsstufe (+) in den Tabellen mit (x) wiedergegeben.

6.4. Begründung für den Verzicht auf die Erhebung von hydrochemischen Daten

In der konzeptionellen Phase der vorliegenden Untersuchung stellte sich die Frage nach der Notwendigkeit von hydrochemischen Messungen, die zu einem festen Bestandteil der vegetationskundlichen Untersuchungen in aquatischen Ökosystemen geworden sind (vgl. POTT 1980, FRANKE 1987, PARDEY 1992) und zur Bearbeitung verschiedener Fragestellungen benötigt werden.

Bei pflanzensoziologisch orientierten Arbeiten dienen die ökologischen Standortuntersuchungen der *a posteriori*-Charakterisierung der bereits durch Tabellenarbeit abgegrenzten Vegetationseinheiten.

Beim Ordinationsansatz werden Korrelationen zwischen Pflanzenvorkommen und Standorteigenschaften zur Abgrenzung von Vegetationseinheiten und zur Typisierung von Gewässern herangezogen. Dieser Ansatz wird bei Verwendung von numerischen Verfahren in Europa in erster Linie von skandinavischen Vegetationskundlern verfolgt (vgl. u.a. JENSEN 1979).

Der Indikationsansatz geht von der Annahme aus, daß Wasserpflanzen im Unterschied zu wasserchemischen Einzelmessungen den mittleren Zustand ihrer Wuchsgewässer anzeigen (MELZER 1985: 460). Nachdem die ökologischen Ansprüche der Pflanzen nach langfristigen hydrochemischen Meßreihen ermittelt wurden, können in der anschließenden Anwen-

dungsphase auf der Grundlage des Pflanzenvorkommens mit geringem Aufwand Rückschlüsse auf die Standorteigenschaften gezogen werden. Geeignete Indikatoren ermöglichen eine rasche Abschätzung der Standortverhältnisse oder eine Sukzessionsprognose, was in der praktischen Naturschutzarbeit von großem Vorteil sein kann.
Die Erforschung der Zusammenhänge zwischen Gewässergüte und Vorkommen von makrophytischen Wasserpflanzen blickt auf eine lange Tradition zurück (vgl. u.a. GAMS 1925, LOHAMMAR 1938) und brachte ein umfangreiches Schrifttum zu dieser Fragestellung hervor. Stellvertretend seien hier nur die neueren Untersuchungen von KOHLER 1988 über Makrophyten der Fließgewässer, von MELZER 1976 und 1988 über Makrophyten der stehenden Gewässer, von ARTS 1990 über aquatische Bryophyten und KLOSOWSKI 1988 über Röhrichtgesellschaften genannt.

Bereits bei den ersten Geländebegehungen zeigte sich, daß in Karpfenteichen Arten gemeinsam vorkommen, denen insbesondere bezüglich ihrer Nährstoffansprüche voneinander stark abweichende Zeigerwerte zugesprochen werden.
Da Fischteiche im System der Stillgewässer Sonderstandorte darstellen, verlangten zwei Fragenkomplexe eine besondere Aufmerksamkeit:

a) Können Zeigerwerte übernommen werden? Ist eine Zeigerwertkalibrierung in bezug auf die besonderen Verhältnisse in den untersuchten Gewässern sinnvoll?

b) Vor dem Hintergrund der besonderen ökologischen Verhältnissen in Karpfenteichen (vgl. Kap. 5.), welcher Meßumfang ist erforderlich, um pflanzenrelevante Standortparameter in solcher Weise zu charakterisieren, daß eine Gewässertypisierung auf ihrer Grundlage erfolgen kann?

Zur Frage a: Zeigerwertproblematik an gestörten Standorten

Grundsätzlich beruht das Zeigerwertprinzip darauf, daß Indikatorpflanzen wegen konkurrenzbedingter Auslese in ausgereiften Systemen mit hoher Stetigkeit diejenigen Standorte besiedeln, die ihrem ökologischen Optimum entsprechen (ELLENBERG et al. 1991:12). Solange diese Selektion nicht stattgefunden hat, wie beispielsweise in Pionierstadien einer Sukzession, können zunächst Arten koexistieren, die in späteren Stadien einer räumlichen, konkurrenzbedingten Segregation unterliegen. Die Teichbewirtschaftung führt zum zyklischen Zusammenbruch der Wasserpflanzenpopulationen und somit zur Ausbildung von Dauerpioniergesellschaften, die sich aus Arten mit hohem Regeneration- und bzw. oder Ausbreitungsvermögen zusammensetzen. Da die meisten Pflanzen bei ausgeschalteter Konkurrenz ein breites Standortspektrum zu besiedeln vermögen, sind zudem keine aussagekräftigen Korrelationen zwischen den meßbaren Parametern und dem Vorkommen der Arten zu erwarten. So können üppige Bestände des Teichfadens *Zannichellia palustris* (aus der neunten und höchsten Belastungsgruppe nach MELZER 1988:111) und des Alpenlaichkrautes *Potamogeton alpinus* (aus der dritten Belastungsgruppe nach MELZER ebd.) in Teichen gemeinsam vorkommen.

Bei kritischer Durchsicht des Schrifttums über Zeigerwerte von Wassermakrophyten fällt auf, daß dieser simple Sachverhalt oft nicht ausreichend berücksichtigt wird. Daten werden an

gestörten Standorten erhoben (u.a. WIEGLEB 1976) und gemeinsam mit Informationen aus weniger gestörten Standorten verarbeitet. Darauf könnte ein großer Anteil der Unstimmigkeiten unter den Angaben über Zeigereigenschaften von Wassermakrophyten zurückzuführen sein. So gilt nach TÜXEN & JAHNS 1962(S. 23) und WEBER 1978 (S. 69) der Efeublättrige Hahnenfuß *Ranunculus hederaceus* als guter Indikator für unbelastetes Quellwasser, während er nach SEGAL 1967 (S. 13) in abwasserbelasteten Gräben gedeiht. Der Widerspruch ist an diesem Beispiel leicht zu erklären: WEBERs Aussage beruht der auf Untersuchung von wenig gestörten Beständen im Naturschutzgebiet Balksee (Niedersachsen), während SEGAL vermutlich regelmäßig entlandete Entwässerungsgräben bearbeitete.

Es hat deshalb wenig Sinn, an gestörten Standorten mit Hilfe von hydrochemischen Messungen Erkenntnisse über das **ökologische Verhalten** der vorkommenden Arten gewinnen zu wollen, weil bei fehlender langfristiger Auslese eher ein Ausschnitt ihres **physiologischen Toleranzbereiches** ermittelt wird.
Die dabei gewonnenen Daten dürften deshalb auf keinen Fall auf naturnahe Systeme übertragen werden und umgekehrt können Indikatoreigenschaften, die in naturnahen Gewässern ermittelt wurden, nicht für die vorliegende Untersuchung herangezogen werden.
Die Zeigerwertdiskussion hat sich bei Gewässermakrophyten zunehmend auf die Indikation der Nährstoffverhältnisse polarisiert. Diese Entwicklung ist zwar vor dem Hintergrund der Eutrophierungsproblematik verständlich, birgt aber die Gefahr einer monokausalen Analyse. Die Vermutung liegt nahe, daß hydrochemische Eigenschaften in den untersuchten Gewässern nicht den entscheidenden Faktor darstellen und daß die Besonderheiten des Störungsregimes eine mindestens ebenso wichtige Rolle für die Ausbildung der Vegetation spielen

Zur Frage b: Anforderungen an ökologische Meßprogramme in bewirtschafteten Teichen

Wie am Beispiel der Lichtversorgung gezeigt wurde (vgl. Kap. 5.1.3.), unterliegen der Zeitpunkt, das Ausmaß und die Häufigkeit der Fluktationen der Standortfaktoren in Teichökosystemen anderen Zyklen als in natürlichen Gewässern.
Die Frage nach der Häufigkeit und der Intensität dieser Schwankungen wird selbst im kritischen Aufsatz von KONOLD, SCHÄFER & KOHLER 1990 (S. 170ff) nicht gestellt, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß wiederholte gravierende Schwankungen der physisch-chemischen Parameter für die von den Autoren untersuchten Gewässer, vornehmlich Fließgewässer oder größere Seen, eher untypisch sind.
Ein optimales Meßprogramm für Fischteiche muß deshalb umfangreicher als für natürliche Gewässer sein, da die bekannten saisonalen und diurnalen Rhythmen zusätzlich von bewirtschaftungsabhängigen Rhythmen (Besatzmaßnahmen, Düngung, Fütterung, Wassereinleitungen) überlagert werden.
Langfristige Mittelwerte liefern diesbezüglich keine brauchbaren Informationen. Im langjährigen Mittel hat sich gezeigt, daß Karpfenteiche von einigen großklimatisch bedingten Unterschieden abgesehen weltweit ähnliche hydrochemische Eigenschaften aufweisen und als eutroph bis hypertroph einzustufen sind (STRANGENBERG-OPOROWSKA 1967). Erst langfristige und feinmaschige Meßreihen sind in der Lage, das Ausmaß und den Rhythmus der eintretenden Fluktuationen aufzuzeigen, die das Besondere und vermutlich Relevante für die Ökologie von bewirtschafteten Teichen darstellen.

In der Vegetationskunde ist allgemein üblich geworden, das Vorkommen von Makrophyten mit den chemischen Kenngrößen des Wassers am Wuchsort in Verbindung zu bringen. Limnologische Untersuchungen belegen jedoch, daß Aussagen über Nährstoffverhältnisse in aquatischen Ökosystemen eine Bilanzierung der gesamten Biomasseproduktion - einschließlich der Algenpopulationen - einbeziehen muß.
In vielen vegetationskundlichen Arbeiten tritt ein unkritischer Umgang mit hydrochemischen Meßergebnissen zu Tage. So zeigen üppige Makrophytenbestände in nährstoffarmem Wasser nicht unbedingt eine besondere Genügsamkeit der aufbauenden Art an, sondern können auch darauf hindeuten, daß die Art über wirksame Mechanismen der Nährstoffaufnahme verfügt, so daß der größte Anteil der Nährstoffe zum Zeitpunkt der Messung in der Phytomasse gebunden ist. Aufgrund dieses Effektes kann die Artenzusammensetzung von Pflanzengemeinschaften beeinflußt werden: Wüchsige Bestände der Kanadischen Wasserpest *Elodea canadensis* lassen die Nährstoffkonzentration im Wasser so weit absinken, daß Pleustophyten, die ihren Nährstoffbedarf ausschließlich aus dem Wasser decken müssen, dort nicht existieren können (MIERWALD 1988:108).
Ferner muß ein hoher pH-Wert des Wassers nicht grundsätzlich bedeuten, daß die vorkommenden Arten basische Verhältnisse bevorzugen. Vielmehr kann der hohe pH-Wert eine Konsequenz ihrer Stoffwechseltätigkeit sein, die sich auch auf die verursachenden Pflanzen ab einem bestimmten Niveau nachteilig auswirken kann. In großen Gewässern, in denen ein vergleichbar geringer Anteil des Wasservolumens von makrophytischen Pflanzen besiedelt wird, dürfen diese Zusammenhängesie möglicherwiese vernachlässigt werden. In flachen Gewässern, die aus limnologischer Sicht nur aus einer Litoralzone bestehen und von Makrophyten vollkommen erfüllt sein können, muß dagegen der Einfluß der Makrophytenpopulationen auf die Standortfaktoren stärker berücksichtigt werden (vgl. CARPENTER & LODGE 1986, sowie Kap. 5.).

Die Mehrheit der makrophytischen Wasserpflanzen deckt ihren Nährstoffbedarf nicht nur aus dem Wasser, sondern in erheblichem Maße auch aus dem Sediment (vgl. Kap. 5.2.3.2.). Fundierte Untersuchungen müßten deshalb gleichwertig die Eigenschaften des Sedimentes berücksichtigen. Hier sei an die für bewirtschaftete Teiche charakteristische Inkongruenz der Wasser- und Bodeneigenschaften erinnert (vgl. Kap. 5.2.3.2.). Es besteht deshalb keine eindeutige Beziehung zwischen Nährstoffgehalt des Wassers und Vorkommen der Art.
Da das ökophysiologische Verhalten der meisten makrophytischen Arten insbesondere *in situ* noch sehr unvollständig bekannt ist, würde die Festlegung der zu erhebenden Bodenparameter zusätzliche Vorstudien erfordern.

Fazit

a) Die Ergebnisse von hydrochemischen Messungen aus gestörten Standorten wie Fischteichen eignen sich nicht zur Ableitung von Zeigerwerten und sind auf andere Systeme nur eingeschränkt übertragbar.

b) Aufgrund der besonderen Verhältnisse in den Fischteichen (bewirtschaftungsbedingte Fluktuationen, Bedeutung der makrophytischen Biomasse usw.) ist der Meßaufwand zur sinnvollen Beschreibung der relevanten Standortbedingungen bedeutend höher als in naturnä-

heren Systemen. Ein Meßprogramm müßte zudem den Einfluß der pedologischen Verhältnisse auf die submerse Vegetation adäquat beschreiben, was sowohl theoretisch wie meßtechnisch heutzutage noch weitgehend Neuland ist.

Eingedenk der Tatsache, daß für die vorliegende Untersuchung die Arbeitskraft von lediglich einer Person zur Verfügung stand, war es nicht möglich, Messungen im erforderlichen Umfang durchzuführen. Es wurde deshalb auf die Erhebung von Daten verzichtet, die lediglich den Charakter einer nicht abgesicherten Stichprobe gehabt hätten und weder eine fundierte Standortanalyse noch eine Typisierung der Gewässer erlaubt hätten.

Eine indirekte Abschätzung der hydrochemischen Eigenschaften der Gewässer erfolgte durch die Berücksichtigung der Bewirtschaftungsmaßnahmen und insbesondere der Besatzdichte, der, wie in Kap. 5 dargestellt, in Teichökosystemen eine Schlüsselrolle zukommt. Die erforderlichen Informationen wurden zunächst durch Befragung der Teichwirte, bei zunehmender Erfahrung auch durch eigene Schätzung ermittelt. Das Verfahren erwies für eine übersichtsmäßige Einstufung der ohnehin in der Regel nährstoffreichen Gewässer als praktikabel.

7. Ergebnisse der vegetationskundlichen Inventarisierung

7.1. Übersicht über die Flora der untersuchten Gewässer

Insgesamt konnten 294 höhere Pflanzenarten und 7 Armleuchteralgen in und an den untersuchten Gewässern nachgewiesen werden. Angrenzende Gehölze, Grünland- und Ruderalflächen wurden nicht berücksichtigt.
Nicht alle 640 Teiche konnten innerhalb des Untersuchungszeitsraumes regelmäßig aufgesucht werden, so daß das Arteninventar in den Frühlings-, Sommer- und Herbstaspekten nur an den Dauerbeobachtungsgewässern erfaßt werden konnte. Die Erhebung erfüllt deshalb die Ansprüche einer vollständigen floristischen Kartierung nicht und soll lediglich einen Überblick über die Zusammensetzung der schleswig-holsteinischen Teichflora vermitteln.
Die Angaben beruhen auf der Auszählung der Bestandsfunde aus 102 Teichanlagen, die folgendermaßen in den verschiedenen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins verteilt sind:

- 13 Teichanlagen aus der Sanderlandschaft der Niederen Geest mit 63 Teichen (Abkürzung "S" in den Listen),

- 31 Teichanlagen aus der Altmoränenlandschaft mit 352 Teichen (Abkürzung "AM" in den Listen),

- 58 Teichanlagen aus der Jungmoränenlandschaft mit 114 Teichen (Abkürzung "JM" in den Listen).

Die Artenlisten wurden bei der Kartierung nur für Teichanlagen zusammengestellt. Eine getrennte Auflistung für jedes einzelne Gewässer erscheint wegen der Austauschmöglichkeiten innerhalb einer Teichgruppe wenig sinnvoll.

Die folgende Übersicht verdeutlicht die Häufigkeits- und Stetigkeitsverhältnisse sowie die räumlichen Verbreitungsschwerpunkte von 104 ausgewählten Arten, die den Klassen der Charetea, Lemnetea, Potamogetonetea, Bidentetea, Littorelletea, Isoeto-Nanojuncetea und Phragmitetea angehören.
Die Auszählung bezieht sich auf die Vorkommen derjenigen Arten, die in den untersuchten Gewässern bestandsbildend auftreten. Darunter werden hier Bestände verstanden, die bezüglich ihrer Mindestausdehnung die Kriterien der pflanzensoziologischen Aufnahmewürdigkeit nach PASSARGE 1982 erfüllen. So gibt es kaum eine Teichanlage in Schleswig-Holstein, in der *Lemna minor*, *Alisma plantago-aquatica* oder *Eleocharis palustris* ganz fehlen. Die Anzahl der Standorte mit gut entwickelten Beständen ist jedoch geringer.
Ferner werden die Arten berücksichtigt, die als Charakterarten der syntaxonomischen Einheiten eingestuft werden oder auf der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD 1990) aufgeführt werden.
Bei den Arten der Roten Liste wurden alle Funde in die Listen aufgenommen.

Neophytische Arten werden in den Listen durch den Buchstaben "N" vor dem wissenschaftlichen Artnamen gekennzeichnet.

Die Gefährdungskategorien werden für die Arten der Roten Liste Schleswig-Holstein in der

Spalte "RL-Status" nach der in der Bundesrepublik verwendeten fünfstufigen Skala angegeben:

0: ausgestorben
1: vom Aussterben bedroht
2: stark gefährdet
3: gefährdet
4: potentiell gefährdet

Weitere Informationen zur Abgrenzung der Gefährdungskategorien können MIERWALD 1990 (S. 6ff) entnommen werden.

7.1.1. Häufigkeit der vorkommenden Arten

Für jeden Landschaftsraum wird die prozentuale Häufigkeit der Art angegeben, die aus dem Verhältnis der Fundortzahl der jeweiligen Art zur Zahl der Teichanlagen im betrachteten Landschaftsraum errechnet wird.
Die Spalte "Gesamt" gibt die Häufigkeit der Art in den 102 untersuchten Teichgruppen Schleswig-Holsteins an. Da die Zahl der bearbeiteten Anlagen nur geringfügig von 100 abweicht, vermittelt die prozentuale Gesamthäufigkeit zugleich einen Eindruck über die absolute Zahl der Artfundorte.
Die Arten werden nach ihrer Zugehörigkeit zu den Klassen der pflanzensoziologischen Taxonomie und innerhalb der Klassen in der Reihenfolge ihrer Gesamthäufigkeit aufgeführt.

Die Häufigkeitswerte sind nicht mit Abundanzangaben gleichzusetzen. So kommt das Alpen-Laichkraut nur in einem Gewässer der Teichanlage Waldhütten vor, während die Seekanne in über 15 Teichen innerhalb derselben Teichgruppe dichte Bestände aufbaut.

Im Anschluß an die Listen der vorkommenden Arten werden für jede Klasse die Arten aufgezählt, die in Schleswig-Holstein vorkommen und in den untersuchten Teichen nicht vertreten sind.
Durch den Vergleich der Liste der vorkommenden mit derjenigen der nicht vorkommenden Arten können die Möglichkeiten und Grenzen des floristischen Artenschutzes in bewirtschafteten Teichen abgeschätzt werden. Dabei wird beispielsweise deutlich, daß das in Schleswig-Holstein ansonsten verbreitete und als unempfindlich geltende Durchwachsene Laichkraut *Potamogeton perfoliatus* den besonderen Bedingungen der Teichstandorte nicht gewachsen ist, während das seltene Gras-Laichkraut *Potamogeton gramineus* in bewirtschafteten Teichen vorkommen kann.

Arten der Charetea

Da für Schleswig-Holstein weder eine aktuelle Liste der vorkommenden Arten und noch eine Rote Liste der Armleuchteralgen vorliegt, mußte auf Untersuchungen aus Niedersachsen und Bremen zurückgegriffen werden (VAHLE 1990a).
Im Unterschied zu den anderen Klassen wurde bei der Charetea die Gefährdungskategorie 0 (ausgestorben oder verschollen) mitaufgeführt, da abweichende Verhältnisse für Schleswig-Holstein nicht ausgeschlossen werden können. In der Regel dürften jedoch die Angaben aus Niedersachsen auf das Untersuchungsgebiet übertragbar sein.

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Chara globularis	-	48	52	33	61	Zerbrechliche Armleuchteralge
Nitella flexilis	3	7	0	13	23	Biegsame Glanzleuchteralge
Chara vulgaris	-	6	2	1	3	Gemeine Armleuchteralge
Nitellopsis obtusa	1	2	0	1	1	Stern-Armleuchteralge
Chara hispida	2	2	0	1	1	Steifhaarige Armleuchteralge
Tolypella prolifera	0	2	1	1	0	Sprossende Armleuchteralge
Chara aspera	1	1	0	0	1	Rauhe Armleuchteralge

Liste der in Nordwestdeutschland im Süßwasser vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
Chara canescens	1	Graue Armleuchteralge
Chara contraria	0	Gegensätzliche Armleuchteralge
Chara delicatula	3	Feine Armleuchteralge
Chara polyacantha	2	Vielstachelige Armleuchteralge
Chara tomentosa	0	Geweih-Armleuchteralge
Nitella capillaris	1	Haar-Glanzleuchteralge
Nitella gracilis	1	Zierliche Glanzleuchteralge
Nitella mucronata	4	Stachelspitzige Glanzleuchteralge
Nitella opaca	0	Dunkle Glanzleuchteralge
Nitella syncarpa	4	Verwachsenfrüchtige Glanzleuchteralge
Nitella translucens	2	Schimmernde Glanzleuchteralge
Tolypella nidifica	0	Nest-Armleuchteralge

Arten der Lemnetea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Lemna minor	-	65	68	86	87	Kleine Wasserlinse
Spirodela polyrhiza	-	57	60	43	77	Vielwurzelige Teichlinse
Lemna trisulca	-	27	28	23	30	Untergetauchte Wasserlinse
Ricciella fluitans agg.	?	18	8	36	15	Flutstern-Lebermoos
Lemna gibba	-	5	5	37	7	Buckelige Wasserlinse
Ricciocarpus natans	?	5	8	0	0	Schwimm-Lebermoos

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
N *Wolffia arrhiza*	4	Zwergwasserlinse
N *Lemna turionifera*	-	-

Arten der Potamogetonetea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

	Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
	Polygonum amphibium f.nat.	-	64	72	56	46	Wasser-Knöterich
	Potamogeton panormitanus	3	54	47	66	54	Zwerg-Laichkraut
	Callitriche palustris agg.	.	45	56	30	30	Wassersterne (steril)
N	Elodea canadensis	-	41	35	60	23	Kanadische Wasserpest
	Ceratophyllum demersum	-	38	53	16	23	Gemeines Hornblatt
	Ranunculus circinatus	-	35	45	13	38	Spreizender Wasserhahnenfuß
	Zannichellia palustris	-	34	39	30	30	Sumpf-Teichfaden
	Potamogeton pectinatus	-	30	33	20	28	Kamm-Laichkraut
	Potamogeton natans	-	29	17	60	7	Schwimmendes Laichkraut
	Potamogeton lucens	3	29	35	16	30	Spiegelndes Laichkraut
	Ranunculus peltatus	-	29	33	23	23	Schild-Wasserhahnenfuß
	Ranunculus trichophyllus	-	25	2	63	38	Haarblättriger Wasserhahnenf.
	Potamogeton berchtoldii	3	18	2	36	46	Berchtolds Laichkraut
	Callitriche platycarpa	-	17	5	40	30	Flachfrüchtiger Wasserstern
	Ranunculus aquatilis	-	16	5	36	15	Gemeiner Wasserhahnenfuß
	Potamogeton crispus	-	15	8	23	23	Krauses Laichkraut
	Nymphaea alba	-	14	10	20	15	Weiße Seerose
	Potamogeton obtusifolius	2	12	5	26	7	Stumpfblättriges Laichkraut
	Callitriche hermaphrod.	2	6	3	3	23	Herbst-Wasserstern
	Nymphoides peltata	1	6	0	6	0	Seekanne
	Hydrocharis morsus-ranae	-	6	7	6	0	Froschbiß
	Myriophyllum spicatum	3	5	0	13	7	Ähren-Tausendblatt
	Nuphar lutea	-	5	5	3	7	Gelbe Teichrose
	Potamogeton alpinus	2	5	0	16	0	Alpen-Laichkraut
N	Ceratophyllum submersum	-	4	7	0	0	Zartes Hornblatt
	Callitriche cophocarpa	3	3	0	10	0	Stumpfkantiger Wasserstern
	Hottonia palustris	-	3	3	0	7	Wasserfeder
	Potamogeton gramineus	1	3	0	10	0	Gras-Laichkraut
	Potamogeton trichoides	3	3	3	0	7	Haarblättriges Laichkraut
	Myriophyllum verticill.	3	2	0	6	0	Quirl-Tausendblatt
	Potamogeton acutifolius	2	2	0	0	15	Spitzblättriges Laichkraut
	Stratiotes aloides	3	1	2	0	0	Krebsschere
	Callitriche hamulata	2	1	2	0	0	Haken-Wasserstern
	Potamogeton friesii	2	1	0	0	7	Stachelspitziges Laichkraut
	Potamogeton praelongus	2	1	0	1	0	Gestrecktes Laichkraut

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

	Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
	Callitriche brutia	1	Stielfrüchtiger Wasserstern
	Callitriche obtusangula	1	Nußfrüchtiger Wasserstern
	Callitriche stagnalis	3	Teich-Wasserstern *
N	*Elodea nutallii*	-	Nutallii's Wasserpest
	Groenlandia densa	1	Fischkraut
	Myriophyllum alternifolium	1	Wechselblättriges Tausendblatt
	Najas marina	1	Großes Nixkraut
	Potamogeton compressus	1	Flachstengeliges Laichkraut
	Potamogeton filiformis	1	Faden-Laichkraut
	Potamogeton perfoliatus	-	Durchwachsenes Laichkraut
	Potamogeton rutilus	1	Rötliches Laichkraut
	Ranunculus baudotii	3	Brackwasser-Wasserhahnenfuß
	Ranunculus fluitans	2	Flutender Wasserhahnenfuß
	Ranunculus hederaceus	2	Efeu-Wasserhahnenfuß
	Ranunculus penicillatus	-	Pinselblättriger Wasserhahnenfuß

* möglicherweise sterile Formen vorhanden

Arten der Littorelletea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Eleocharis acicularis	3	42	24	83	23	Nadel-Sumpfsimse
Elatine hydropiper	2	32	17	50	54	Wasserpfeffer-Tännel
Juncus bulbosus	-	7	0	23	0	Zwiebel-Binse
Sparganium minimum	2	2	0	0	15	Zwerg-Igelkolben

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
Apium inundatum	2	Flutender Sellerie
Baldellia ranunculoides	1	Igelschlauch
Deschampsia setacea	1	Borst-Schmiele
Eleocharis multicaulis	1	Vielstengelige Sumpfsimse
Isoetes lacustris	1	See-Brachsenkraut
Isolepis fluitans	1	Flutende Tauchsimse
Littorella uniflora	2	Strandling
Lobelia dortmanna	1	Wasser-Lobelie
Luronium natans	1	Froschkraut
Pilularia globulifera	1	Pillenfarn
Potamogeton polygonifolius	3	Knöterich-Laichkraut
Samolus valerandi	2	Salzbunge

Arten der Isoeto-Nanojuncetea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Juncus bufonius	-	65	70	60	54	Kröten-Binse
Gnaphalium uliginosum	-	42	26	66	54	Sumpf-Ruhrkraut
Plantago ssp.intermedia	-	10	2	23	15	Breit-Wegerich
Isolepis setacea	3	4	2	10	0	Borstige Schuppensimse
Peplis portula	2	4	2	10	0	Sumpfquendel
Cyperus fuscus	1	3	1	0	2	Braunes Zypergras
Eleocharis ovata	1	3	0	0	3	Ei-Sumpfsimse
Limosella aquatica	2	2	0	2	0	Schlammling

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden, jedoch nicht in den untersuchten Gewässern angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
Centaurium pulchellum	3	Zierliches Tausendgüldenkraut
Centuculus minimus	1	Acker-Kleinling
Gnaphalium luteo-album	1	Gelbweißes Ruhrkraut
Hypericum humifusum	3	Rauhaariges Johanniskraut
Juncus capitatus	1	Kopf-Binse
Juncus pygmaeus	1	Zwerg-Binse
Juncus tenageia	1	Sand-Binse
N *Potentilla supina*	2	Niedriges Fingerkraut
Radiola linoides	2	Zwerg-Lein
Sagina nodosa	3	Knotiges Mastkraut

Arten der Bidentetea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Polygonum hydropiper	-	45	35	60	54	Wasserpfeffer
Ranunculus sceleratus	-	41	52	26	23	Gift-Hahnenfuß
Bidens tripartita	-	41	44	33	46	Dreiteiliger Zweizahn
Rorippa palustris	-	33	35	33	23	Gemeine Sumpfkresse
Bidens cernua	-	22	17	26	30	Nickender Zweizahn
Alopecurus aequalis	3	19	8	33	30	Gelbroter Fuchsschwanz
Polygonum persicaria	-	16	10	23	24	Floh-Knöterich
Rumex maritimus	-	11	14	0	23	Strand-Ampfer
Polygonum mite	-	7	5	6	15	Milder Knöterich
Polygonum lapathifolium	-	4	5	0	7	Ampfer-Knöterich
Polygonum minus	-	3	2	1	0	Kleiner Knöterich
Chenopodium rubrum	-	2	1	1	0	Roter Gänsefuß
N Bidens frondosa	-	2	1	0	1	Schwarzfrüchtiger Zweizahn

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
N *Bidens connata*	4	Verwachsenblütiger Zweizahn
Chenopodium glaucum	-	Graugrüner Gänsefuß
Corrigiola littoralis	2	Hirschsprung
N *Xanthium albinum*	4	Elb-Spitzklette

Arten der Phragmitetea

Liste der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Alisma plantago-aquatica	-	85	88	83	77	Gemeiner Froschlöffel
Phalaris arundinacea	-	71	72	70	69	Rohrglanzgras
Typha latifolia	-	68	68	70	61	Breitblättriger Rohrkolben
Phragmites australis	-	54	54	46	46	Gemeines Schilf
Sparganium erectum agg.	-	47	65	16	38	Ästiger Igelkolben
Typha angustifolia	-	45	44	56	23	Schmalblättriger Rohrkolben
Carex paniculata	-	39	12	60	30	Rispen-Segge
Eleocharis palustris	-	37	28	50	46	Gemeine Sumpfsimse
Glyceria maxima	-	36	40	16	61	Wasser-Schwaden
Schoenoplectus lacustris	-	35	42	30	15	Gemeine Teichsimse
Glyceria fluitans	-	35	28	41	35	Flutender Schwaden
Oenanthe aquatica	-	33	17	60	38	Wasserfenchel
Carex acutiformis & Hybr.	-	32	39	29	30	Sumpf-Segge
Sparganium emersum	-	31	10	63	46	Einfacher Igelkolben
Equisetum fluviatile	-	31	31	26	38	Schlamm-Schachtelhalm
Carex rostrata*	-	27	16	50	23	Schnabel-Segge
Iris pseudacorus	-	25	28	10	46	Wasser-Schwertlilie
Carex gracilis	-	22	23	13	38	Schlank-Segge
Carex elata	-	21	24	6	38	Steif-Segge
Carex vesicaria	-	20	23	16	15	Blasen-Segge
Alisma gramineum	1	19	30	3	7	Grasblättriger Froschlöffel
Butomus umbellatus	-	18	23	16	0	Schwanenblume
Rorippa amphibia	-	16	21	6	15	Wasser-Sumpfkresse
Carex pseudocyperus	-	16	12	20	23	Scheinzyper-Segge
Schoenoplectus tabernaem.	-	14	15	16	0	Salz-Teichsimse
Bolboschoenus maritimus	-	13	14	13	7	Gemeine Strandsimse

* der Scheuchzerio-Caricetea fuscae (Nordh. 36) Tx. 37 zugehörig (vgl. Kap. 7.2.7.)

Arten der Phragmitetea (Ende)

Wissenschaftlicher Name	RL Status	Gesamt %	JM %	AM %	S %	Deutscher Name
Sagittaria sagittifolia	-	11	3	20	23	Pfeilkraut
Sium latifolium	-	7	8	6	0	Breitblättriger Merk
N Acorus calamus	-	5	3	10	0	Kalmus
Rumex hydrolapathum	-	4	2	10	0	Fluß-Ampfer
Carex riparia	-	3	2	3	7	Ufer-Segge
Ranunculus lingua	3	1	0	0	7	Zungen-Hahnenfuß

Liste der in Schleswig-Holstein vorkommenden und in den untersuchten Gewässern nicht angetroffenen Arten:

Wissenschaftlicher Name	RL	Deutscher Name
Alisma lanceolatum	1	Lanzett-Froschlöffel
Carex vulpina	3	Fuchs-Segge
Cicuta virosa	-	Wasserschierling
Cladium mariscus	2	Binsen-Schneide
Hippuris vulgaris	3	Tannenwedel

Aus den obigen Listen geht hervor, daß die Vegetation der Karpfenteiche sich überwiegend aus in Schleswig-Holstein recht verbreiteten Arten zusammensetzt.
Seltene, geschützte Arten fehlen jedoch nicht. So kommen 18 Arten der Gefährdungskategorien 0 bis 2, und 14 Arten der Gefährdungskategorie 3 vor, die in erster Linie der Klasse der Potamogetonetea angehören und schwerpunktmäßig oligo- bis mesotrophe Gewässer besiedeln. Bemerkenswert sind die zahlreichen und individuenreichen Vorkommen der Parvopotamiden, des Wasserpfeffer-Tännels, der Nadelsimse sowie des Grasblättrigen Froschlöffels, die in den untersuchten Teichen bedeutend häufiger als in natürlichen Gewässern anzutreffen sind.
Die allgemein in Schleswig-Holstein seltenen Arten sind jedoch mit Ausnahme weniger Sippen in Karpfenteichen ebenfalls schwach vertreten. Wie die Listen der "fehlenden" Arten belegen, bieten Karpfenteiche in ihrem jetzigen Zustand keine Ersatzlebensräume für besonders konkurrenzschwache Arten der Littorelletea oder der Isoeto-Nanojuncetea, wobei alte Fundortangaben belegen, daß z.B. *Littorella uniflora* 1925 in einigen Teichen der Altmoränenlandschaft noch vorkam (JANSEN 1986:192). Neben der allgemeinen Nährstoffanreicherung der Oberflächengewässer sind die verbesserten technischen Möglichkeiten der Wasserstandsregulierung für das Verschwinden vieler Arten aus den Teichen verantwortlich (vgl. Kap. 7.2.6.). Eine spontane Einwanderung aus dem zunehmend artenarmen Umland der Gewässer wird darüber hinaus immer schwieriger.

7.1.2. Stetigkeitsverhältnisse der vorkommenden Arten

Die folgenden Stetigkeitsdiagramme basieren auf den obige Auszählungen der Häufigkeitswerte.
Indem sie für die verschiedenen Landschaftsräume die Häufigkeitsspektren der vorkommenden Arten zum Ausdruck bringen, vermitteln sie einen Eindruck über die floristische Homogenität der Teichvegetation.

Nur wenige Arten sind in sämtlichen Gewässern mit gut entwickelten Beständen vertreten. Mangels einer langfristigen Auslese gelingt es keiner Art, sich an sämtlichen Standorten durchzusetzen. Dieses ist ferner auch auf die Vielfalt der Teichnutzungen zurückzuführen. Diese Feststellung gilt für Teiche aller Landschaftsräume (vgl. Abb. 8 bis 11).
Bei den geringen Stetigkeiten zeigen sich dagegen deutliche räumliche Unterschiede. Während die Flora der Teiche der Jungmoränenlandschaft durch das Auftreten zahlreicher Arten, die nur in weniger als 5% der Gewässer vorkommen, gekennzeichnet ist (vgl. Abb. 9), bleibt die Zahl der sporadischen Besiedler in den Teichen der Altmoränen- und der Sanderlandschaft vergleichsweise niedrig (vgl. Abb. 10 bzw. 11). Der zentrale Stetigkeitsbereich mit Auftreten in 20 bis 50% der Anlagen ist im Vergleich zu den Teichanlagen der Jungmoränenlandschaft deutlich ausgeprägt, was auf eine homogenere floristische Zusammensetzung hindeutet.

Da viele Anlagen im Östlichen Hügelland im 19. Jahrhundert in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt wurden (vgl. Kap. 3.1.), sind die Teiche aller Landschaftsräume mit wenigen Ausnahmen in ihrer jetzigen Form etwa gleich alt. Das Alter der Gewässer dürfte deshalb keine differenzierende Rolle spielen.
In der Jungmoränenlandschaft herrschen große, oft isolierte Abwachsteiche vor, die vom Niederschlag oder vom Grundwasser gespeist werden. Von den in der Auszählung berücksichtigten 104 Arten kommen 89 in diesem Raum vor, davon allerdings nur 60 in mehr als 5% der Anlagen. Diese Verhältnisse gelten nach McARTHUR & WILSON (1967) als bezeichnend für Ökosysteme, die zwar nicht völlig von einem Diasporenaustausch mit ihrem Umfeld ausgeschlossen sind, jedoch eine isolierte Lage einnehmen. Grundsätzlich wäre zu erwarten, daß die in der Jungmoränenlandschaft häufigen natürlichen Gewässer, feuchten Niederungen, Flußläufe und Gräben für eine stärkere Angleichung der floristischen Zusammensetzung der Teiche sorgen würden. Die Isolation ergibt sich jedoch in erster Linie aus dem Unvermögen vieler Arten, in die nur kurzzeitig an das hydrologische Netz angebundenen Teiche einzuwandern.

In den Teichen der Hohen Geest kommen 88 der 104 ausgezählten Arten vor, wobei 78 Sippen an mehr als 5% der Teichanlagen vertreten sind. Die "Insellage" ist zwar aufgrund der Gewässerarmut der Geest ausgeprägter, die "Insel" selbst ist jedoch vielgestaltiger und großflächiger als im Östlichen Hügelland. Die Nutzungsvielfalt innerhalb der Anlage selbst erhöht die Austauschmöglichkeiten und führt zu insgesamt artenreicheren und zugleich homogeneren floristischen Verhältnissen.

Tendentiell ähneln die Stetigkeitsverhältnisse in den Teichen der Sanderlandschaft denjenigen der Hohen Geest. Die geringe Anzahl der untersuchten Anlagen (13) erlaubt jedoch keine weitergehende Interpretation der Daten.

Aus diesem kurzen Überblick wird deutlich, daß die Stetigkeiten der Arten in den Teichanlagen der verschiedenen Landschaftsräume - und damit die Wahrscheinlichkeit ihres Vorkommens - erheblich voneinander abweichen können und auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen sind. Die Zusammenhänge zwischen Isolationsgrad der Gewässer und Stetigkeiten der potentiell vorkommenden Arten sind deshalb bei der Naturschutzplanung zu berücksichtigen, wenn das floristische Entwicklungspotential von neuangelegten Gewässern abgeschätzt oder Pflegekonzepte für Teiche erarbeitet werden sollen.

Abb. 7: Gesamtstetigkeitsverteilung der vorkommenden Arten
Anzahl der Teichanlagen: 102 (640 Teiche)
Anzahl der vorkommenden Arten: 104

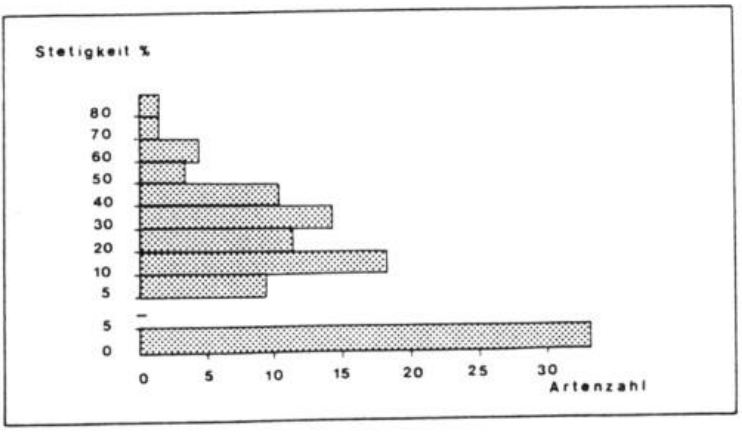


Abb. 8: Stetigkeitsverteilung der in Teichen der Jungmoränenlandschaft vorkommenden Arten
Anzahl der Teichanlagen: 58 (114 Teiche)
Anzahl der Arten: 89

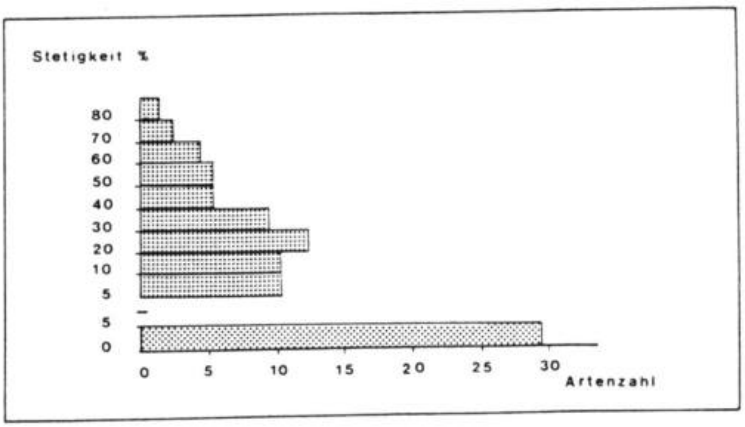


Abb. 9: Stetigkeitsverteilung der in Teichen der Altmoränenlandschaft vorkommenden Arten
Anzahl der Anlagen: 31 (352 Teiche)
Anzahl der Arten: 88

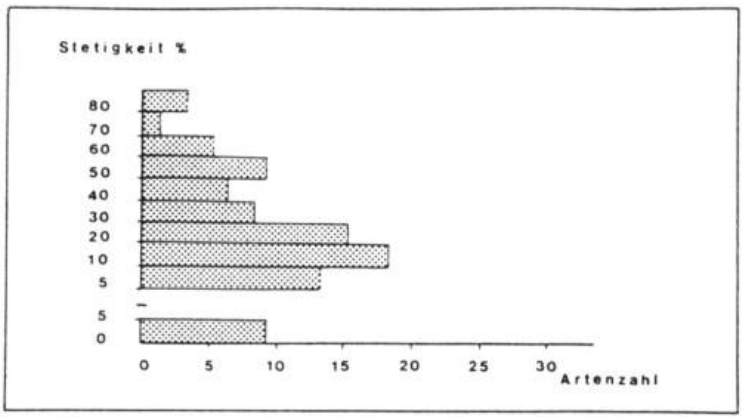
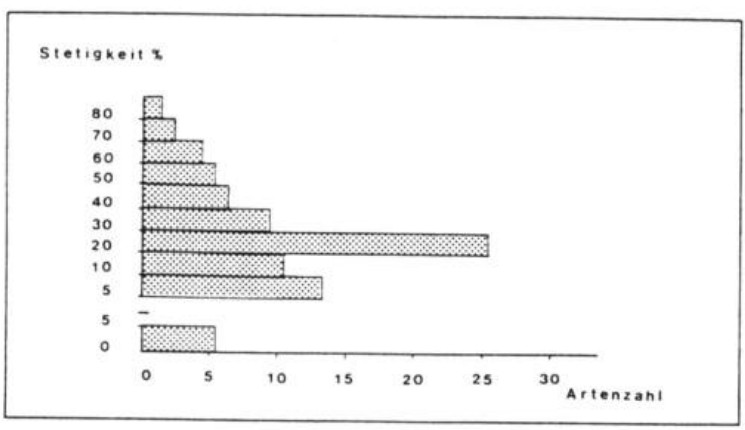


Abb. 10: Stetigkeitsverteilung der in Teichen der Sanderlandschaft vorkommenden Arten
Anzahl der Anlagen: 13 (63 Teiche)
Anzahl der Arten: 84



7.2. Ergebnisse der pflanzensoziologische Bestandsaufnahme

Die Pflanzengesellschaften werden in der Reihenfolge der soziologischen Progression nach der Gliederung der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins (DIERSSEN et al. 1988) vorgestellt. Die pflanzensoziologischen Tabellen sind in der Umschlagmappe am Ende des vorliegenden Bandes beigefügt.

Auf eine Literaturdiskussion zu syntaxonomischen Fragestellungen und Zeigereigenschaften der Gesellschaften mußte weitgehend verzichtet werden, da bislang nur sehr wenige Arbeiten sich mit teichwirtschaftlich genutzten Gewässern befaßt haben. Selbst wenn in einigen Untersuchungen "Teiche" als Aufnahmestandort angegeben werden, kann wegen des uneinheitlichen Begriffsgebrauchs nicht davon ausgegangen werden, daß die aufgenommenen Bestände von ökologisch vergleichbaren Standorten stammen. Mit Ausnahme weniger Arbeiten (FRANKE 1987, KONOLD 1987, VAHLE 1991) handelt sich bei der Mehrzahl der beschriebenen Gewässer um brachliegende Teiche oder um Gewässer unterschiedlicher Funktionen wie Mühlenteiche oder Regenrückhaltebecken.
Der Schwerpunkt der folgenden Darstellung liegt deshalb auf der Wiedergabe eigener Beobachtungen zur Phänologie und Dynamik der Teichvegetation.

7.2.1. **Charetea fragilis** (Fukarek 1961 n.n.) Krausch 1964
Armleuchteralgen-Gesellschaften
Tabelle 1

Ausgedehnte, jedoch lockere Armleuchteralgenbestände kommen häufig in bewirtschafteten Karpfenteichen vor. Sie gelangen allerdings selten zur Dominanz und bilden in der Regel eine grundnahe Schicht, die im Hochsommer durch Makrophyten und Helophyten stark beschattet wird. Eine auf die Wassertiefe beruhende Zonierung ist aufgrund der Teichbeckenmorphologie nicht entwickelt.
Die Bewirtschaftung schafft alljährlich konkurrenzfreie Räume, die sowohl von *Characeae* des flachen Wassers wie *Chara vulgaris* als auch von Arten wie *Nitellopsis obtusa* besiedelt werden, die unter natürlichen Bedingungen in die Tiefwasserzone abgedrängt werden (vgl. KRAUSE 1981:401).

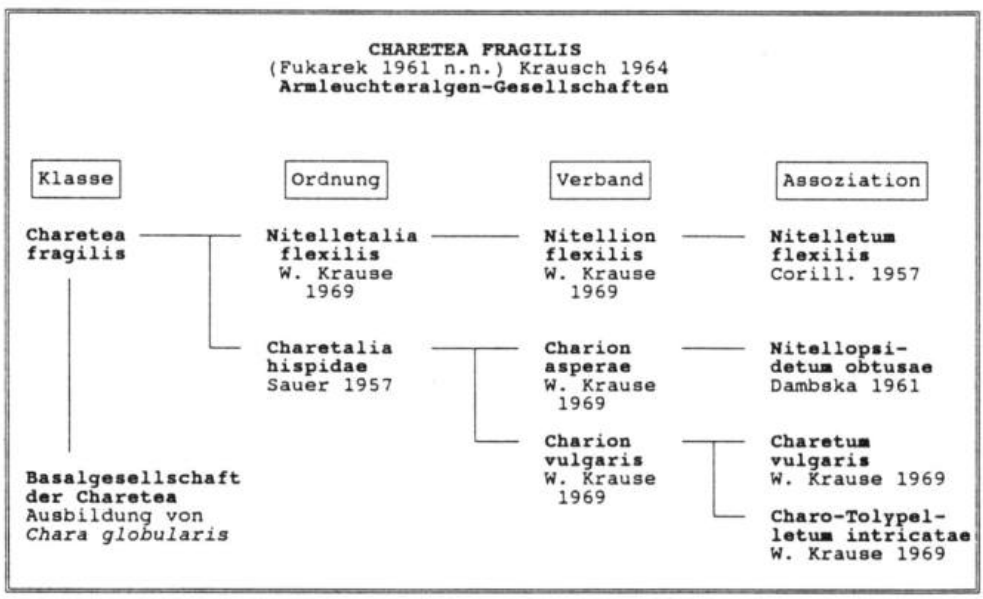
Die Armleuchteralgen sind in den untersuchten Gewässern meist fertil und bauten zumindest während des dreijährigen Beobachtungszeitraums stetig auftretende Bestände auf. Dieses ist darauf zurückzuführen, daß die Populationen sich jedes Jahr dank der zeitweilig konkurrenzfreien Verhältnisse regenerieren können.

Die hohe Nährstofffracht der Gewässer unterbindet in der Regel das Vorkommen empfindlicherer Armleuchteralgen. Schwach ausgebildete Bestände von *Chara aspera* und *Chara hispida* wurden in einem bzw. in zwei Gewässern mit jeweils weniger als fünf Individuen gefunden. Lediglich Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude wie *Chara vulgaris*, *Chara globularis* und *Nitella flexilis* kommen in Teichen häufiger vor (vgl. Diskussionsbeitrag WIEGLEB in KRAUSE 1980b:61). Die pauschale, viel zitierte Aussage, nach welcher *Characeae* keine Phosphorkonzentrationen des Wassers über 0,02 mg/l vertragen (vgl. u.a. FORSBERG 1964), wurde zumindest für die drei zuletzt genannten Arten durch Meßreihen

widerlegt (BLINDOW 1988). Eine höhere Phosphorresistenz wurde ebenfalls für *Chara hispida* und *Chara tomentosa* nachgewiesen (BLINDOW 1988). Die Armleuchteralgen werden aus nährstoffreichen Gewässern wahrscheinlich eher durch Lichtmangel als durch die unmittelbare Toxizität der im Wasser gelösten Stoffen verdrängt.

Zur Dokumentation der angetroffenen *Characeae*-Bestände wurden in Tabelle 1 Aufnahmen verarbeitet, in denen die Armeleuchteralgen geschlossene oder dominante Populationen aufbauen. Recht häufig kommen sie ferner als Begleiter in Laichkrautgesellschaften vor (vgl. Tab. 6 und 7).

Übersicht über Armleuchteralgen-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern



Nitelletum flexilis Corill. 1957
Gesellschaft der Biegsamen Glanzleuchteralge
Tabelle 1, Spalten 1-7

Das Nitelletum flexilis kommt als einzige Gesellschaft des Nitellion flexilis in den holsteinischen Karpfenteichen vor.
Bestände, die in größeren Tiefen ab 3 m wuchsen, konnten nicht mit Aufnahmen dokumentiert werden, da die dunkelgrünen Algen mit ähnlich gefärbten Arten wie *Callitriche hermaphroditica* oder *Ranunculus trichophyllus* von der Oberfläche aus optisch verschmelzen, so daß die Deckungsanteile nicht sicher geschätzt werden konnten. Solche Tiefenbereiche sind allerdings in Karpfenteichen äußerst selten.

Das Vorkommen der Gesellschaft ist auf Sander- und Geestgebiete beschränkt und verteilt sich auf zwei Fundortgruppen auf der Itzehoer Geest bei Hohenlockstedt (TK 25 2023 Itzehoe) und im Trittauer Umland (TK 25 2328 Trittau). Dort tritt *Nitella flexilis* jeweils in

mehreren, wenige Kilometer voneinander entfernten Gewässern auf. Die Teiche liegen mehrheitlich in Waldgebieten auf sandigen Sedimenten.
Die Wuchsgewässer werden als sehr schwach besetzte Abwachsteiche genutzt. Da keine dauerhafte Aufwirbelung des Sedimentes durch Fische stattfindet, ist das Lichtklima bis zur grundnahen Schicht günstig. Die Gewässer werden nicht gekalkt. Fütterung mit Getreide wird nur im Stenzer Teich (vgl. Aufnahme in Tab. 1, Spalte 3) in geringem Umfang durchgeführt.
Die Gesellschaft entwickelt sich sowohl auf schlammigem wie auch auf sandigem Substrat. Entscheidend für ihr Auftreten dürfte die für Karpfenteiche untypische Kalkarmut sein. Von einem geringen Nährstoffgehalt des Wassers darf jedoch zumindest für das Gewässer, in dem gefüttert wird, nicht ausgegangen werden. Untersuchungen aus niedersächsischen Gewässern belegen, daß *Nitella flexilis* von allen in Nordwestdeutschland vorkommenden *Characeae* die höchste Nährstoffbelastung zu vertragen vermag (vgl. Diskussionsbeitrag WIEGLEB in KRAUSE 1980b:61). Jedoch dürfte die Konzentration der freien Nährstoffe gering sein, da die submersen Beständen kaum epiphytischen Aufwuchs trugen. Darauf weist ebenfalls die schwache Entwicklung der Lemniden und das Fehlen der Ceratophylliden hin, die ihren gesamten Nährstoffbedarf aus dem Wasser decken müssen.

Die beschriebenen Bedingungen entsprechen weitgehend den Verhältnissen, die für das Nitelletum flexilis als charakteristisch angegeben werden (vgl. KRAUSE 1981, FRANKE 1987, VAHLE 1990b).

Nitellopsidetum obtusae Dambska 1961
Sternarmleuchteralgen-Gesellschaft
Tabelle 1, Spalten 8-9

Die Sternarmleuchteralge *Nitellopsis obtusa* wurde in nur drei Gewässern gefunden, einmal als Begleiter im *Nitelletum flexilis* (vgl. Tab. 1, Spalte 3) und zweimal bestandsbildend in momentan nicht genutzten Teichen.
Die Korngrößen der besiedelten Substrate schwanken von Feinsand bis schluffigem Ton.
Üppige, den Wasserkörper fast vollständig ausfüllende Bestände wurden nur in den Gewässern festgestellt, die zur Zeit keiner Nutzung unterliegen. Im Stenzer Teich (TK 25 2328 Trittau) gelangte *Nitellopsis obtusa* zwar nicht zur Dominanz, war jedoch über die gesamte Teichfläche (ca. 5 ha) stetig vertreten. An diesem genutzten Fundort trat die Sternarmleuchteralge trotz winterlicher Trockenlegung mit vergleichbarer Abundanz im folgenden Frühling wieder auf. In allen Gewässern bildete *Nitellopsis obtusa* bereits Mitte Mai Fortpflanzungsorgane in großer Anzahl aus. Im Hochsommer waren die im Frühling produzierten Oosporen kaum noch feststellbar. Der frühe Termin der Oosporenbildung könnte erklären, weshalb die Art oft für steril gehalten wird (vgl. KRAUSE 1981:310). KRAUSE 1985 vermutet, daß die Sternarmleuchteralge nur in gestörten und nährstoffreichen Habitaten fertil ist (KRAUSE 1986:36).

Die teichwirtschaftliche Nutzung scheint nicht grundsätzlich den Lebensansprüchen der Sternarmleuchteralge entgegenzustehen, wobei sie allerdings besser in nicht genutzten Gewässern gedeiht. Die Eigenschaften der Fundorte deuten darauf hin, daß die Art eine größere ökologische Amplitude besitzt als allgemein angenommen (vgl. KRAUSE 1981 und

1985, VAHLE 1990b:157). Sie ist durchaus in der Lage starke Wasserstandsschwankungen zu ertragen. Die von KRAUSE 1981 beschriebenen Fundorte aus dem Oberrheingebiet weisen ein hydrologisches Regime auf, das wie in Karpfenteichen durch winterliche Tiefstände und sommerliche Hochstände geprägt wird (KRAUSE 1981:311).
Unter mäßig nährstoffreichen Bedingungen kann *Nitellopsis obtusa* auch im Flachwasserbereich zur Dominanz gelangen. Ob ein hoher Kalkgehalt für das Auftreten der Art entscheidend ist, darf angezweifelt werden. Das Gewässer in der Langenhorner Heide (TK 25 1319 Bredstedt) (vgl. Tab. 1, Spalte 8) wurde vor wenigen Jahren in sandigen Ablagerungen ausgehoben und nach Aussage des Besitzers noch nie gekalkt. Auch das gemeinsame Vorkommen mit der als azidophil geltenden Art *Nitella flexilis* erscheint widersprüchlich. KRAUSE 1985 berichtet ebenfalls über Mischbestände der beiden Arten, was darauf hindeutet, daß ihre ökologische Amplitude bisher wahrscheinlich unterschätzt wurde.

Charetum vulgaris W. Krause 1969
Gesellschaft der Gemeinen Armleuchteralge
Tabelle 1, Spalten 10-18

Unter *Chara vulgaris* wird im folgenden Text *Chara vulgaris var. vulgaris* (Syn. *Chara vulgaris* L.) verstanden.
Hohe Nährstoffgehalte des Wassers werden von *Chara vulgaris* toleriert. Üppige Bestände vermögen beträchtliche Kalkmengen in Form von Calcit- und Aragonitkristallen (LÖFGREN & RYDING 1985) zu binden, die nadelförmig von den Pflanzen abfallen und innerhalb einer Vegetationsperiode einen dünnen Belag auf dem Teichgrund bilden können.
Chara vulgaris gehört zu ersten Arten, die neue Gewässer besiedeln. Sie kann sich zu jedem Zeitpunkt vom Frühling bis zum Herbst neu entwickeln. Ihre Affinität für ephemere Gewässer ist seit langem bekannt (KRAUSE 1981:409). Einzelne Exemplare konnten sogar in Regenwasserpfützen gefunden werden.

Die Gemeine Armleuchteralge ist in neuangelegten oder frischausgeräumten Fischteichen häufig und kann dichte, kurzwüchsige Rasen auf dem Gewässergrund bilden. Die Bestände sind auf mineralischen, frisch gekalkten Teichgründen besonders gut entwickelt. Die Art geht bei höheren Bodengehalten an organischer Substanz zugunsten von *Chara globularis* zurück.
Das Charetum vulgaris findet deshalb nur unter besonderen Bedingungen einen Lebensraum in bewirtschafteten Teichanlagen, nämlich wenn Teiche nach Wiederaufnahme der Nutzung oder Fehlbewirtschaftung entlandet werden müssen. Diese kostspielige Maßnahme wird nach Möglichkeit vermieden. Bei Neuanlage wird heutzutage der abgeschobene humose Oberboden wieder auf den Teichgrund ausgebracht (vgl. Kap. 5.2.1.1.), so daß *Chara vulgaris* auch in neuangelegten Gewässern - wenn überhaupt - nur vereinzelt auftritt.
Als Begleiter können weitere Arten mit ausgeprägten Pioniereigenschaften wie *Eleodea canadensis*, *Potamogeton crispus* und *Ranunculus trichophyllus* auftreten, die, wenn sie günstige Bedingungen finden, *Chara vulgaris* bereits in der zweiten Sommerhälfte verdrängen (vgl. Tab. 1 Spalten 17-18). Im folgenden Jahr erscheint die Gemeine Armleuchteralge nicht mehr.

Charo-Tolypelletum intricatae W. Krause 1969
Gesellschaft der Verworrenen Armleuchteralge
Tabelle 1, Spalten 19-20

In der zweiten Juli-Hälfte 1991 entwickelte sich binnen zwei Wochen ein wenige Quadratmeter großer Bestand der Sprossenden Armleuchteralge *Tolypella prolifera* in einem kleinen Quellteich der Anlage Waldhütten auf der Hohenwestedter Geest (TK 25 1924 Hennstedt).
Das Gewässer unterliegt keiner teichwirtschaftlichen Nutzung. Es dient zur Aufnahme und Speicherung des ausgiebig austretenden Quellwassers, das die talabwärts gelegene Teichanlage speist. Der Quellteich kann wegen der starken Quellschüttung nicht trockengelegt werden und bleibt deshalb ständig bespannt. Das Wasser ist auch im Sommer kühl und sehr klar, trotz des starken Laubeintrages aus einem benachbarten Buchenwald.
Im Frühsommer war der Teichgrund bereits durch einen üppigen Mischbestand aus *Potamogeton lucens* und *Potamogeton alpinus* besiedelt. Die Beschattung behinderte offenbar die Entwicklung von *Tolypella prolifera* nicht, deren lange, zarte Basalzellen sich über dem Laichkrautbestand ausbreiteten. Im Folgejahr konnte die Armleuchteralge nicht wieder gefunden werden.
Ein zweites Vorkommen wurde im Juni 1992 in der Anlage Kasseteiche (TK 25 1627 Heikendorf) nach einem außergewöhnlich warmen und sonnenreichen Monat entdeckt. Die Standortverhältnisse wiesen kaum Gemeinsamkeiten mit dem Waldhüttener Fundort auf. Das Gewässer wurde als K_2-Winterung genutzt, im April kurz abgelassen und gekalkt. Anschließend wurde es als Brutstreckteich genutzt. Der Teichboden war fast vollständigt von den Moosen *Fontinalis antipyretica* und *Drepanocladus aduncus* bedeckt. Die Sprossende Armleuchteralge besiedelte flache, moosfreie Überwinterungsmulden, die von den Karpfen in den Teichgrund gegraben werden. Bei der Kartierung im Vorjahr wurde die sehr auffällige Alge, die kaum zu übersehen ist, nicht festgestellt.

Tolypella prolifera gilt als unbeständig und hochgradig gefährdet (VAHLE 1990b:159).
Sie wird von KRAUSE 1981 als Charakterart des Unterverbands Charion vulgaris eingestuft. VAHLE 1990 wertet dagegen *Tolypella prolifera* gleichwertig mit *Tolypella intricata* als Assoziationscharakterart (VAHLE 1990b: 149 und 159). Von manchen Autoren (z.B. ROTHMALER et al. 1983) werden die beiden *Tolypella*-Sippen ohnehin taxonomisch auf Artniveau nicht unterschieden. Da zumindest der Waldhüttener Standort sehr gut den von KRAUSE & LANG 1975 (S. 88) für das Charo-Tolypelletum intricatae W. Krause 1969 beschriebenen Verhältnissen (auch bezüglich des starken Laubeintrags ins Gewässer) entspricht, wird hier der Auffassung von VAHLE 1990b gefolgt.

Die Gesellschaft gilt in Niedersachsen als ausgestorben (VAHLE 1990b). In der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins (DIERSSEN et al. 1988) wird sie nicht erwähnt.

Basalgesellschaft der Charetea
Ausbildung der Zerbrechlichen Armleuchteralge
Tabelle 1, Spalten 21-30

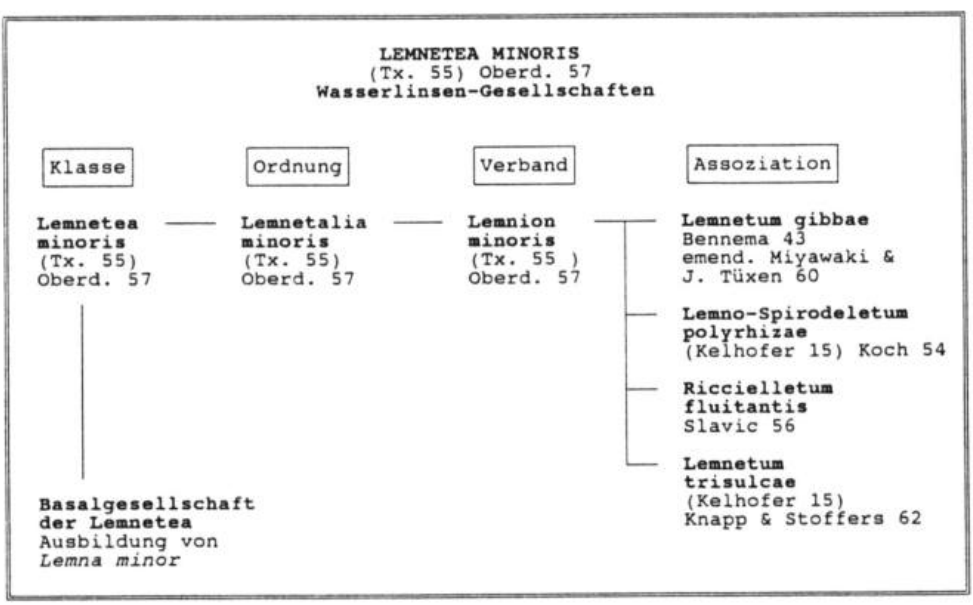
Von allen angetroffenen Armleuchteralgen besitzt die Klassencharakterart *Chara globularis*

die weiteste ökologische Amplitude und zählt zu den häufigsten Arten der schleswig-holsteinischen Fischteiche (vgl. Kap. 7.2.1.). Ihre Bestände werden hier als Basalgesellschaft der Charetea fragilis aufgefaßt.

Chara globularis verträgt hohe Nährstoffgehalte und eine sehr starke Trübung des Wassers. Selbst bei Beschattung durch dichte und hochwüchsige Makrophytenbestände vermag sie sich zu vermehren und tritt deshalb als steter Begleiter in Laichkrautgesellschaften auf (vgl. Tab. 6 und 7). Die Zerbrechliche Armleuchteralge ist oft die einzige submerse Art, die auf intensiv durchgründelten Böden in den Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes überlebt. Ihre Bestände werden nach Aussage von Teichwirten von Fischen gemieden. Dieses gilt auch für phytophage Fische (vgl. Kap. 4.3.3.).
Bei vergleichbarem Kalkangebot ist bei *Chara globularis* die Neigung zur Inkrustation bedeutend geringer als bei *Chara vulgaris*, was möglicherweise ihre Anspruchlosigkeit in bezug auf die Lichtversorgung erklärt.
Alle Substrate werden besiedelt, auch solche, die sich durch stärkere Schwefelwasserstoffbildung auszeichnen.
Die Basalgesellschaft in der Ausbildung von *Chara globularis* kommt in allen Teichtypen und in allen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins vor.

7.2.2. **Lemnetea minoris** (Tx. 55) Oberd. 57
Wasserlinsen-Gesellschaften
Tabelle 2

Übersicht über Wasserlinsen-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern



Dichte Wasserlinsenbestände werden in bewirtschafteten Fischteichen nur bis zu einem bestimmten Grad geduldet, da sie den Gas- und Wärmeaustausch zwischen Luft und Wasserkörper stark hemmen können. Sie werden mit Hilfe von Keschern oder durch Absaugvorrichtungen beseitigt. Nach Auskunft mehrerer Teichwirte muß allerdings nur selten auf solche Maßnahmen zurückgegriffen werden, da es in extensiv genutzten Karpfenteichen kaum zur Ausbildung von geschlossenen Wasserlinsenbeständen kommt, was auf die Nährstoffkonkurrenz mit Algenpopulationen zurückzuführen sein dürfte (vgl. LANDOLT 1986:203). Zum Zeitpunkt des Aufbaus der Lemniden-Decken sind in den im Frühling bespannten Teichen bereits Algenbestände ausgebildet, die dem Wasser größere Nährstoffmengen entziehen.

Lemnetum gibbae Bennema 43 emend. Miyawaki & J. Tüxen 60
Buckellinsen-Gesellschaft
Tabelle 2, Spalten 1-4

Die Buckellinse ist in bewirtschafteten Karpfenteichen nicht häufig. *Lemna gibba* gilt als charakteristisch für sommerwarme, hydrogencarbonat- und nährstoffreiche Gewässer (LÜÖND 1983: 110), so daß sie demnach in Karpfenteichen günstige Lebensbedingungen finden müßte.
Die Gewässer, in denen sie angetroffen wurde, zeichneten sich durch intensive Blüten der Cyanobakterie *Aphanizomenon flos-aquae* aus. Ihre relative Seltenheit ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß der Anteil der frei verfügbaren Nährstoffe - insbesondere der Phosphate - wegen ihrer Festlegung in der Phytomasse der Blaualgen vergleichsweise gering ist.
Die Buckellinsen-Gesellschaft kommt in den untersuchten Gewässern ausschließlich gemeinsam mit den Arten des Lemno-spirodeletum polyrhizae vor. Diese Verbindung zeichnet den nährstoffärmeren Flügel des Lemnetum gibbae aus (PREISING 1990:96).
Die Gesellschaft wurde sporadisch in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins angetroffen.

Lemno-Spirodeletum polyrhizae (Kelhofer 15) Koch 54
Teichlinsen-Gesellschaft
Tabelle 2, Spalten 5-17

Teichlinsen-Bestände nehmen selten die gesamte Fläche eines Teiches ein, sondern bilden in der Regel einen schmalen, uferparallelen Saum. Nur dort, wo der Wind sie zusammentreibt, können sie hohe Deckungen erreichen. Der hohe Anteil der submersen Arten der Potamogetonetea in den Aufnahmen zeigt, daß die durch Teichlinsen-Decken hervorgerufene Beschattung nur kurzfristig wirksam ist.
Unter den Teichlinsen können lockere Bestände von *Lemna trisulca* vorkommen, die eine zweite Lemniden-Schicht bilden.

In Gewässern, die im Winterhalbjahr bespannt bleiben, ist *Lemna minor* wintergrün. Ihre Bestände brechen im April zusammen und bauen sich im Laufe des Frühlings nur zögerlich wieder auf. *Spirodela polyrhiza* ist dagegen frostempfindlich. Ihre Turionen entwickeln sich erst gegen Ende Mai bei höheren Temperaturen. Sie nehmen vermutlich die bei der Zerset-

zung der *Lemna minor*-Winterbestände freiwerdenden Nährstoffe auf und können sich bei entsprechender Wärme sehr rasch vermehren, so daß *Lemna minor* im Sommer nur eine untergeordnete Rolle am Aufbau der Gesellschaft spielt, obwohl sie als erste am Wuchsort vorhanden war.

In gewinterten Teichen dominiert dagegen *Lemna minor*, die bei ausreichender Feuchte des trockengelegten Teichgrundes auch Frost verträgt. Die im Herbst zum Boden absinkenden Turionen von *Spirodela polyrhiza* werden dagegen vom Frost stark dezimiert (ARBER 1920:75).
Die Teichlinsen-Gesellschaft kommt in allen Landschaftszonen vor. Dichte Lemniden-Decken breiten sich in stillgelegten Teichen besonders stark aus.

Ricciellетum fluitantis Slavic 56
Gesellschaft der Wasser-Lebermoose
Tabelle 2, Spalten 18-26

Das Flutsternlebermoos *Ricciella fluitans* (folgende Angaben beziehen sich auf das Aggregat von *Ricciella fluitans*) und das Schwimmlebermoos *Ricciocarpus natans* sind Charakterarten einer in Fischteichen relativ seltenen Gesellschaft. Beide Arten haben unterschiedliche ökologische Amplituden, die sich teilweise überlappen. Die Untergetauchte Wasserlinse *Lemna trisulca* ist häufig am Aufbau der Gesellschaft beteiligt.
Ricciella fluitans gilt als leicht azidophil und soll schwerpunktsmäßig in bicarbonat- und calciumarmen Gewässern vorkommen (WIEGLEB 1976:103, FRANKE 1987:32), so daß sie möglicherweise wegen der Kalkung in genutzten Teichen keine günstigen Entwicklungsbedingungen findet. Dieses dürfte für *Ricciocarpus natans* dagegen keine Besiedlungshürde darstellen. Für das spärliches Vorkommen dieser Art in Teichen dürfte ihre allgemeine Seltenheit in Schleswig-Holstein ausschlaggebend sein (vgl. DIERSSEN et al. 1988:11).

Beide Wasserlebermoose sind schattentolerant und ertragen ein zweitweiliges Trockenfallen ihres Wuchsortes. Sie entwickeln sich in der Regel in ruhigen Flachwasserbereichen im Inneren der Röhrichte oder in Schlenken zwischen Großseggenbulten.
Die Gesellschaft wurde ausschließlich in der Jungmoränenlandschaft festgestellt und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in brachliegenden Teichen oder in Gewässern, in denen keine Röhrichtbekämpfung durchgeführt wird. Die Seltenheit der Gesellschaft scheint auch durch das Fehlen der entsprechenden Standorte in bewirtschafteten Teichen bedingt zu sein.

Lemnetum trisulcae (Kelhofer 15) Knapp & Stoffers 62
Gesellschaft der Untergetauchten Wasserlinse
Tabelle 2, Spalten 27-30

Im Unterschied zu den anderen Wasserlinsenarten treibt *Lemna trisulca* knapp unterhalb der Wasseroberfläche oder bildet auf dem Gewässergrund verfilzte Knäuel, die erst durch das Wachstum anderer Arten emporgetragen oder durch Fische aufgewirbelt werden. Desöfteren bleibt der größte Anteil der Untergetauchten Wasserlinsen in dichten Beständen von *Fontina-*

lis antipyretica, *Chara globularis* oder *Ceratophyllum demersum* verfangen. Lediglich einzelne Exemplaren vermögen sich nach und nach daraus zu lösen. Die Aufnahmen in Tabelle 2, Spalten 27-28 dokumentieren eine solche Situation, die sich durch zwei deutlich voneonander getrennten *Lemna trisulca*-Schichten auszeichnet.

Die Art ist auch im emersen Zustand ausgesprochen winterhart und verträgt in abgelassenen Teichen wiederholte Frostwechsel. Sie kann somit bei der Frühlingsbespannung als erste den Wuchsort besiedeln. Ihr Wachstum wird durch direkte Kalküberstreuung nicht beeinträchtigt.
Die Untergetauchte Wasserlinse ist in bewirtschafteten Fischteichen aller Landschaftsräume Schleswig-Holsteins sehr häufig. Sie zeigt eine deutliche Affinität zu Gewässern, in denen ein starker Laubeintrag aus benachbarten Wäldern stattfindet, und wird von mäßig dystrophen Bedingungen nicht beeinträchtigt. Die Art ist sehr schattentolerant und fehlt nur in extrem nährstoffreichen Teichen.
Die Gesellschaft kann durch weitere Lemniden-Teppiche überlagert werden, mit denen sie zweischichtige Bestände aufbaut.

Basalgesellschaft der Lemnetea
Ausbildung der Kleinen Wasserlinse
Tabelle 2, Spalten 31-33

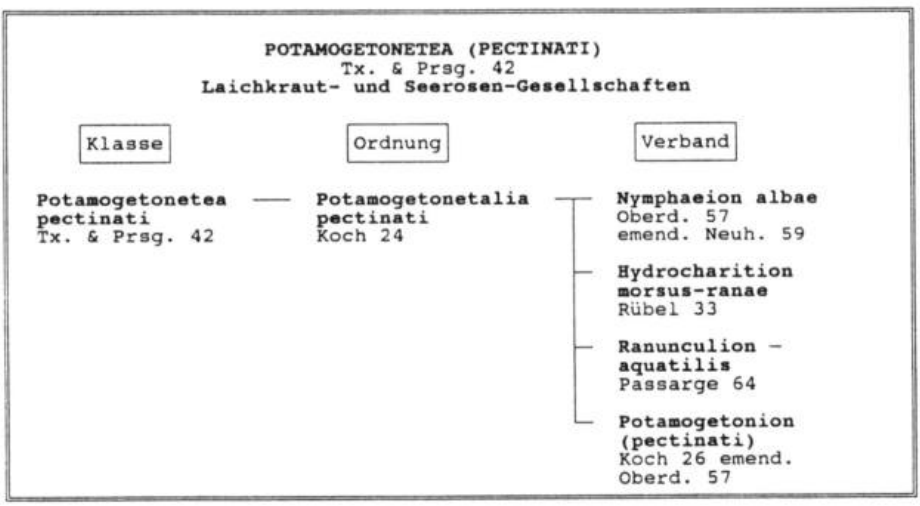
Teichlinsenbestände, die ausschließlich aus der Klassencharakterart *Lemna minor* aufgebaut sind, kommen in frisch angelegten und regelmäßig gewinterten Teichen vor (vgl. oben Lemno-Spirodeletum polyrhizae).
Die Wuchsgewässer sind oft mit Vogelkot stark belastet. Das Vorkommen von einartigen Beständen der Kleinen Wasserlinse in verschmutzten Gewässern könnte eher auf die Anwesenheit der verbreitenden Vögel als primär auf den Nährstoffgehalt des Wassers zurückzuführen sein.

7.2.3. Potamogetonetea (pectinati) Tx. & Prsg. 42
Laichkraut- und Seerosen-Gesellschaften

Die Klasse Potamogetonetea umfaßt die Mehrzahl der submersen und halbsubmersen Makrophytenbestände. Formationen aus sehr verschiedenen Lebensformen werden in dieser Klasse vereinigt, deren Syntaxonomie nach wie vor umstritten bleibt (PREISING 1990: 101).
Allgemein verbreitete Durchdringungen und oft fragmentarische Ausbildungen der Gesellschaften dieser Klasse sind charakteristisch für die Vegetation der untersuchten Teiche.

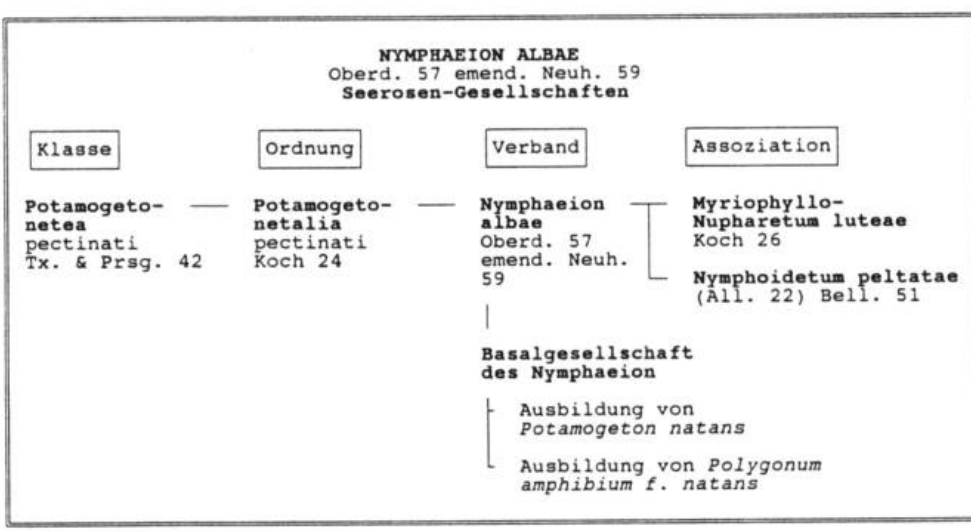
Verschiedene Ausbildungen der Basalgesellschaft der Klasse werden im Anschluß an die Gesellschaften des Potamogetonion-Verbands vorgestellt.

Übersicht über die Gliederung der Klasse Potamogetonetea
(ohne Berücksichtigung der in den untersuchten Gewässern nicht vertretenen Verbände)



7.2.3.1. Nymphaeion albae Oberd. 57 emend. Neuh. 59
Seerosen-Gesellschaften
Tabelle 3

Übersicht über Seerosen-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern



Der Nymphaeion-Verband umfaßt Gesellschaften aus wurzelnden Schwimmblattpflanzen, die sich aus teichwirtschaftlicher Sicht nachteilig auf die Fischproduktion auswirken, da sie wie

Wasserlinsen-Gesellschaften den Gas- und Wärmeaustausch zwischen Luft und Wasserkörper herabsetzen können. Es zeigt sich jedoch, daß nur wenige der in der Regel mehrjährigen Schwimmblattpflanzenarten den starken Wasserstandsschwankungen und insbesondere der winterlichen Trockenlegung gewachsen sind. Die Arten, die solche Bedingungen ertragen, können sich als einzige Makrophyten in extrem trüben Abwachsteichen behaupten, da sie auch bei extrem schwacher Lichtintensität im submersen Bereich durch ihre Schwimmblätter die Möglichkeit besitzen, Photosynthese zu betreiben. Ferner sind sie bezüglich ihrer Sauerstoff- und Kohlendioxidversorgung in geringerem Maße von den Wassereigenschaften abhängig als submerse Pflanzen.

Myriophyllo-Nupharetum luteae Koch 26
Teichrosen-Gesellschaft
Tabelle 3, Spalten 1-5

Bestände der Teichrosen-Gesellschaft sind in den schleswig-holsteinischen Karpfenteichen selten. Vereinzelt kommen einige Teich- oder Seerosen in wohnhausnahen Gewässern der Teichanlagen vor. In der Regel werden dort exotische Seerosenarten bevorzugt, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt wurden.

Die Standortbedingungen sind für See- und Teichrosen in bewirtschafteten Karpfenteichen ungünstig. Eine Regeneration der Pflanzen aus den Rhizomen scheint nach Trockenlegung und Frosteinwirkung möglich. Dieses wurde allerdings nur bei sehr schlammigen, schlecht drainierbaren Teichgründen beobachtet. Ferner ist nicht auszuschließen, daß die überwiegend mineralischen Teichböden zu nährstoffarm sind, um bei Arten, die ihren Nährstoffbedarf in erster Linie über das Wurzelsystem decken, widerstandsfähige Pflanzen hervorzubringen. Mit Ausnahme der See- und Teichrosen, die in selten abgelassenen Zierteichen wachsen, bleiben die Pflanzen meist auffällig kleinblättrig.

Die Samen von *Nuphar lutea* sollen nach mehrtägiger Frosteinwirkung ihre Keimfähigkeit behalten (GUPPY 1892, zit. in ROWECK 1988: 205). Neuere Untersuchungen belegen, daß die Keimfähigkeit von *Nymphaea alba* durch Austrocknung stark beeinträchtigt wird, bzw. bei *Nuphar lutea* verloren geht (SMITS, VAN RUREMONDE & VAN DER VELDE 1989:174ff).
Einer Neubesiedlung der Gewässer nach winterlicher Trockenlegung stehen Besonderheiten der Ausbreitungsökologie der See- und Teichrosen entgegen. Fütterungsversuche haben gezeigt, daß ihre Samen von Wasservögeln und von Karpfen vollständig verdaut werden, so daß die Möglichkeit einer endozoochoren Ausbreitung entfällt (SMITS, VAN RUREMONDE & VAN DER VELDE 1989). Die Form und das Gewicht der Diasporen verhindern jede epizoochore Ausbreitung. Unter natürlichen Verhältnissen kommt wahrscheinlich der Hydrochorie die größte Bedeutung bei der Ausbreitung der Arten zu. Da Karpfenteiche nur kurzfristig mit dem Gewässernetz und auch innerhalb einer Anlage selten miteinander in Verbindung stehen (vgl. Kap. 4.2.1.), ist in der Regel kein Austausch von schwimmfähigen Samen möglich. *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* sind deshalb bei der Besiedlung von neuen Teichen weitgehend auf anthropogene Einbringung angewiesen.

Das Myriophyllo-Nupharetum luteae wurde quasi ausschließlich in der Ausbildung von *Nym-*

phaea alba angetroffen. Die Aufnahmen in Spalten 1-2 repräsentieren die einzigen gut entwickelten Bestände der *Nuphar lutea*-Ausbildung, die bei der Kartierung festgestellt wurden. Das Fehlen von *Nuphar lutea* ist auch aus anderen Teichlandschaften bekannt (vgl. FRANKE 1987: 59, HILBIG 1971:22). Die als lokale Charakterart des Myriophyllo-Nupharetum angesehene Art *Myriophyllum verticillatum* (POTT 1980:51) war bei keinem der angetroffenen Beständen am Gesellschaftsaufbau beteiligt. Die schattentoleranten Arten *Zannichellia palustris* und *Ranunculus circinatus* sind meist die einzigen Begleiter.
Alle Fundorte der Gesellschaft stammen aus der Jungmoränenlandschaft.
Nach Bewirtschaftungsaufgabe breiten sich die Seerosen stark aus. Gepflanzte Teichrosen sind unter den veränderten Bedingungen sogar konkurrenzfähiger und überdecken binnen weniger Jahre die gesamte Wasserfläche.

Nymphoidetum peltatae (All. 22) Bell. 51
Seekannen-Gesellschaft
Tabelle 3, Spalten 6-8

Die Seekanne *Nymphoides peltata* stellt eine der floristischen Besonderheiten der holsteinischen Karpfenteiche dar.
Die Art gilt als sommerwärmebedürftig und unempfindlich gegenüber Wasserstandsschwankungen (CASPER & KRAUSCH 1981:733). Sie besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt in nährstoffreichen, stehenden oder langsam fließenden Gewässern. Sie war in Schleswig-Holstein in der Schwimmblattzone der Elbaltwässer urwüchsig und breitete sich von dort aus in Gräben der Elbmarschen aus. Andere Wuchsorten in Schleswig-Holstein gehen vermutlich auf Anpflanzung zurück (RAABE 1987:322). Wegen der Vernichtung ihrer natürlichen Wuchsorte im Unterlauf der Tieflandströme gilt die Seekanne in der Bundesrepublik als stark gefährdet (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988:398) und in Schleswig-Holstein als vom Aussterben bedroht (MIERWALD 1990:32).

Die Art verhält sich im Untersuchungsgebiet substratindifferent. In Gewässern, die im Hochsommer abgelassen werden, bildet sie eine fertile Landform (vgl. HEGI in HEGI 1975 Bd. V/3:1963).Die Ausbildung der Schwimmblätter findet gegen Mitte bis Ende Mai statt, die Blüte setzt erst in Juli ein. In nicht gewinterten Gewässern setzt die gesamte Entwicklung ca. zwei Wochen früher ein.
Die Aubreitungs- und Keimungsökologie der Seekanne zeigt einige wesentliche Abweichungen vom Verhalten der See- und Teichrosen. Ihre Samen werden zwar wie diejenigen der See- und Teichrosen von Stockenten, Bläßhühnern und Karpfen vollständig verdaut (SMITS, VAN RUREMONDE & VAN DER VELDE 1989:177). Dagegen sind sie austrocknungsfähig und können aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer Oberflächenbeschaffenheit epizoochor von Wasservögeln verbreitet werden (COOK 1990). Nach SMITS & WETZELS 1986 keimen die Samen von *Nymphoides peltata* nur unter sauerstoffreichen Verhältnissen. Die Keimung benötigt Lichteinwirkung und kann sowohl in der terrestrischen Phase als auch in der Hydrophase erfolgen, so daß die Seekanne in Karpfenteichen günstige Entwicklungsbedingungen vorfindet.

Nymphoides peltata ist seit dem Beginn des Jahrhunderts aus der Teichanlage Waldhütten (TK 25 1924 Hennstedt) bekannt, in der sie jedes Jahr ausgedehnte Bestände aufbaut, deren

gelbe Blütenmeer vom Teichwirt wohlwollend akzeptiert wird. Die Seekanne greift auch ohne Zutun des Menschen auf benachbarte Teichanlagen über, wo sie teilweise bekämpft wird. Nach Aussagen der betroffenen Teichwirte erweist sich ihre Zurückdrängung als ausgesprochen schwierig. Lange Trockenlegung und Branntkalkeinsatz schädigen sie wenig. Lediglich ein über mindestens drei Jahre wiederholter Bodenumbruch oder ein Ausräumen der Teiche zeigen die gewünschte Wirkung. Den meisten Teichwirten sind die Seltenheit und der Schutzstatus der Seekanne bekannt, so daß einige Bestände als Zeichen für eine naturverträgliche Teichnutzung erhalten werden.

Die Seekanne wurde in verschiedenen Teichanlagen der Hohenwestedter Geest gefunden. Ein isolierter Fundort bei der Teichanlage Quellental (TK 25 1821 Nordhastedt) ist auf anthropogenen Einfluß zurückzuführen, da hier die Vermehrung und der Verkauf von Wasserpflanzen für Garten-"Teiche" als Nebenerwerb betrieben werden.

Bei hohen Deckungswerten der Seekannen ist das Nymphoidetum peltatae artenarm. Nur wenige Begleiter sind in der Lage, die durch die dichten Schwimmblatteppiche hervorgerufene Beschattung zu ertragen.

Basalgesellschaft des Nymphaeion
Ausbildung des Wasser-Knöterichs
Tabelle 3, Spalten 9-12

Der Wasser-Knöterich zählt zu den häufigen Arten der bewirtschafteten Fischteiche. Er baut jedoch selten größere, geschlossene Bestände auf. Vielmehr setzen sich die Vorkommen aus wenigen, vereinzelt auftretenden Pflanzen zusammen.

Polygonum amphibium f.natans gilt als Zeiger für Phosphateutrophierung (POTT 1980:58). Dieses darf jedoch nur für Massenbestände gelten, da die Art offensichtlich eine sehr weite ökologische Amplitude besitzt und auch bei bedeutend nährstoffärmeren Verhältnissen vereinzelt in anderen Gesellschaften auftreten kann.
In den extrem trüben Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes ist der Wasser-Knöterich oft die einzige vorkommende Wasserpflanze. Die Trübung und die mechanische Beanspruchung des Wurzelbereiches durch gründelnde Fische verhindert das Aufkommen von submersen Arten, während *Polygonum amphibium* durch seine Schwimmblätter noch Photosynthese betreiben kann. Ferner wird die Art wegen enthaltener Bitterstoffe von Grasfischen geschmäht (vgl. Kap. 4.3.3.). In Abwesenheit von Konkurrenten bilden sich dichte, kreisrunde Bestände aus, die meist üppig blühen. Ein Bestand entspricht in der Regel einer Pflanze. Wenn sie aus mehrjährigen Pflanzen hervorgegangen sind, berühren sich die einzelnen Schwimmblattkreise auffälligerweise nicht, was darauf hindeutet, daß jedes Exemplar auch einen größeren Wurzelraum für sich beansprucht. Eine derartige Abgrenzung fehlt, wenn die Population sich aus mehreren, kurz vor der Bespannung gekeimten Pflanzen zusammensetzt.
Die Art ist an Wasserstandsschwankungen bestens angepaßt und kann binnen kurzer Zeit den Wechsel zwischen Wasser- und Landform vollziehen. Die geringe Wassertiefe der Fischteiche entspricht in der Regel ihren Lebensansprüchen.

Aufgrund der ökologischen Eigenschaften des Wasser-Knöterichs könnte erwartet werden,

daß er die Teichpflanze *par excellence* sei. Jedoch steht seine Keimungsökologie einer weiten Verbreitung in genutzten Karpfenteichen entgegen.
Polygonum amphibium kann nur in der terrestrischen oder in der limosen Phase keimen und fertile Blüten hervorbringen. Die Keimung erfolgt im Spätfrühling oder im Sommer (GRIME, HODGSON & HUNT 1988:450). Die Blüten der Wasserformen bleiben dagegen steril (WAGENITZ in HEGI 1981, Bd. III/1:413; HEJNY 1960:103). Der Bespannungsrhythmus der meisten Teiche mit einer winterlichen Trockenlegung und einer Wiederaufstauung gegen Ende März / Anfang April ist deshalb für die Keimung von *Polygonum amphibium* ungünstig. Massenaufkommen des Wasser-Knöterichs werden dementsprechend nur nach Sömmerung festgestellt (HEJNY 1960:101).
Die Samen sind schwimmfähig und werden deshalb in Stillgewässern an die Ufer getrieben, wo sie keimen können. So erklärt sich die vielfach festgestellte Bindung von *Polygonum amphibium* an den unmittelbaren Ufersaum (WAGENITZ in HEGI 1981, Bd. III/1:413; FRANKE 1987:63), obwohl die Art auch in Tiefen bis zu 5 m beobachtet wurde (GRIME, HODGSON & HUNT 1988:450). In nährstoffreichen Habitaten kann das Rhizomsystem bis zu 13 m Durchmesser erreichen, so daß die Pflanzen weite Bereiche der freien Wasserfläche vegetativ erschließen können (GRIME, HODGSON & HUNT 1988:450). Die mehrjährigen Pflanzen können in der Hydrophase mehrere Jahre vegetativ weiter wachsen, sich jedoch nicht verjüngen, so daß es bei entsprechender Nährstoffversorgung zur typischen Ausbildung von großen, abgegrenzten Sproßkolonien kommt, die ursprünglich aus jeweils einer Pflanze hervorgegangen sind. Die Bedeutung des Rhizoms macht die Empfindlichkeit der Art gegen regelmäßigen Bodenumbruch verständlich, weshalb diese Maßnahme zur Bekämpfung der Verkrautung von Reisfeldern durch den Wasser-Knöterich empfohlen wird (HEJNY 1960:102).

Die Basalgesellschaft des Nymphaeion in der Ausbildung des Wasser-Knöterichs wurde in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins mit einem Schwerpunkt im Östlichen Hügellandes angtroffen.

Basalgesellschaft des Nymphaeion
Ausbildung des Schwimmenden Laichkrautes
Tabelle 3, Spalten 13-22

Das Schwimmende Laichkraut kann zwar in Karpfenteichen dichte Bestände aufbauen (vgl. Tab.3, Spalten 13-15); In der Regel bildet es jedoch nur lockere Decken, die die Entwicklung der submersen Makrophyten nicht unterbinden, wie am gemeinsamen Auftreten von weiteren Potamogetonion-Arten mit *Potamogeton natans* erkennbar ist (vgl. Tab. 3, Spalten 19-22).

Das Schwimmende Laichkraut ist selbst in Teichen, die im Winter Wasser führen, nicht wintergrün. Der Entwicklungsbeginn setzt sehr zeitig im Frühling (ab Mitte April) ein und erfolgt unabhängig von der Wassertemperatur, da *Potamogeton natans* etwa zeitgleich in sehr kühlen Quellteichen und in bereits stärker erwärmten Teichen erscheint. Die Art bildet in der ersten Wachstumsphase eine auffällige Form mit länglichen, in den Stiel verschmälerten Blattspreiten, die an *Potamogeton polygonifolius* erinnert. Wie fast alle submerse Makrophyten, die sich zu dieser Jahreszeit vor der Hauptentfaltung des Phytoplanktons entwickeln,

sind die Pflanzen dunkelrot gefärbt.
Potamogeton natans bildet bei sommerlicher Trockenlegung eine Landform, die durch kleinere, ledrige Blätter gekennzeichnet ist. Die Art besitzt die Fähigkeit, in der terrestrischen Phase ihren Lebenszyklus einschließlich der Samenausstreuung zu beenden. Die abgelassenen Teichgründe werden von limikolen Vögeln intensiv besucht, die zur Ausbreitung der Art beitragen. Die Samen des Schwimmenden Laichkrautes passieren unverändert den Darmtrakt der Vögel (SMITS, VAN RUREMONDE & VAN DER VELDE 1989:177).
Die Gesellschaft besitzt einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den mäßig nährstoffreichen Teichen der Sander- und Altmoränengebiete. In der Jungmoränenlandschaft wird die *Potamogeton natans*-Ausbildung der Gesellschaft durch die *Polygonum amphibium*-Ausbildung ersetzt.

7.2.3.2. **Hydrocharition morsus-ranae** Rübel 33
Froschbiß-Gesellschaften
Tabelle 4

Die Gesellschaften des Hydrocharition-Verbandes setzen sich aus Arten zusammen, die im Unterschied zu denjenigen der Teich- und Seerosen-Gesellschaften nicht oder kaum im Substrat verankert sind, so daß sie ihre Nährstoffversorgung quasi ausschließlich aus dem Wasser decken müssen. Während die Wasserschlauch-Arten submers leben, steht der Froschbiß durch seine Lebensform den Lemniden nahe. Die Krebsschere nimmt eine Sonderstellung ein.
Die Arten des Verbandes werden allgemein als konkurrenzschwach eingestuft. Sie werden leicht von Nymphaeiden oder von Arten der Großröhrichte aus ihren Lebensräumen verdrängt (DIERSSEN et al. 1988:15).

Übersicht über Hydrocharition-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern

HYDROCHARITION MORSUS-RANAE Rübel 33
Froschbiß-Gesellschaften

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Potamogeto-netea pectinati Tx. & Prsg. 42	**Potamogeto-netalia** pectinati Koch 24	**Hydrocharition morsus-ranae** Rübel 33	**Stratiotetum aloidis** Nowinski 30 emend. Miljan 33
			Utricularietum vulgaris Soo (28) 38

Stratiotetum aloidis Nowinski 30 emend. Miljan 33
Krebsscheren-Gesellschaft
Tabelle 4 , Spalten 1-5

Das Stratiotetum aloidis gehört zu den seltenen Gesellschaften in den untersuchten Gewässern. Die beiden Charakterarten *Stratiotis aloides* und *Hydrocharis morsus-ranae* sind in

unterschiedlichem Maße an die dort herrschenden Bedingungen angepaßt.
Für die sehr austrocknungsempfindliche Krebsschere stellen bewirtschaftete Karpfenteiche einen lebensfeindlichen Raum dar. Eine sehr kurzfristige winterliche Trockenlegung kann möglicherweise vom im Schlamm überwinternden Restblattschopf überdauert werden (CASPER & KRAUSCH 1980:197).
Die Krebsschere wurde in einem einzigen Gewässer, bezeichnenderweise in einem nicht mehr genutzten Abwachsteich, gefunden. Die zweite Charakterart der Gesellschaft *Hydrocharis morsus-ranae* war dort mit lediglich wenigen Individuen vertreten. An der tiefsten Stelle des bereits stark verlandeten Gewässers bildete die Krebsschere einen dichten Bestand aus submersen, schwach in einer mächtigen Mudde verankerten Pflanzen. Obwohl der Zeitpunkt (Mitte August) günstig gewesen wäre, konnte keine Blüte festgestellt werden. Im nachfolgenden Sommer hatte die Ausdehnung des Bestandes durch Einwanderung von *Typha latifolia* bereits stark abgenommen. Im Frühling 1992 konnten nur noch wenige Pflanzen festgestellt werden.
Da weitere, für Karpfenteiche untypische Arten wie *Nymphaea alba* ebenfalls an diesem Fundort vorkamen, wird davon ausgegangen, daß einige Pflanzen nach der Bewirtschaftungsaufgabe eingebracht worden sind.

Der Froschbiß *Hydrocharis morsus-ranae* ist den starken Wasserstandsschwankungen der Fischteiche besser gewachsen und kommt deshalb etwas häufiger als die Krebsschere vor.
Die Art wurde nie im blühenden Zustand angetroffen. Sie bildet Winterknospen (CASPER & KRAUSCH 1980:188), die auf feuchtem Schlamm eine Trockenlegung überdauern können. Der Froschbiß wurde ausschließlich an baumbestandenen Uferabschnitten gefunden. Möglicherweise schützt die Laubauflage die Turionen vor einer allzu starken Austrocknung während der winterlichen Trockenphase.
Hydrocharis morsus-ranae bildet selten flächenhafte Bestände aus. Die durch die Aufnahmen in Spalten 3 bis 5 in Tabelle 4 dokumentierten lockeren Decken sind für die Mehrzahl der Froschbiß-Fundorte charakteristisch. *Lemna minor* und weitere Arten der Lemnetea sind sehr stetig am Aufbau der Gesellschaft beteiligt.
Die Gesellschaft kommt sporadisch in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins vor.

Lemno-Utricularietum vulgaris Soó (28) 38
Gesellschaft des Gemeinen Wasserschlauches
Tabelle 4, Spalten 6-7

Der Gemeine Wasserschlauch *Utricularia vulgaris* wurde nur in der Teichanlage Quellental in der Altmoränenlandschaft bei Nordhastedt (TK 25 1821 Nordhastedt) gefunden. Dort bildet er sehr üppige Bestände (vgl. Tab. 4, Spalte 6) und muß im Hochsommer mit Hilfe von Rechen aus den Teichen entfernt werden.
Der Gemeine Wasserschlauch verträgt eine gewisse Eutrophierung seiner Wuchsorte und gedeiht in warmen, zooplanktonreichen Gewässer besonders gut (HEJNY 1960:169). Die Art besitzt die Fähigkeit, sich hervorragend aus Bruchstücken zu regenieren, und kann bei günstigen Bedingungen binnen kürzester Zeit ein Gewässer vollständig ausfüllen. Auf den Reisfeldern der slowakischen Tiefebene ist der Gemeine Wasserschlauch deshalb ein gefürchtetes Beikraut (HEJNY 1960:169).
Die Teiche der Anlage Quellental lassen sich aufgrund ihrer Quelligkeit nie vollständig

trockenlegen, so daß nach Auskunft des Besitzers immer einige Wasserschlauchpflanzen den Winter überleben oder von Vögeln aus benachbarten, im Winter bespannten Teichen eingeschleppt werden. Bläßhühner benutzen *Utricularia*-Stücke zur Auskleidung ihrer Nester.
Bei sehr üppiger Entwicklung von *Utricularia vulgaris* treten fast ausschließlich Begleiter auf, die wie Lemniden und Schwimmblattpflanzen die oberste Wasserschicht besiedeln (vgl. Tab. 4, Spalte 6). Bei geringeren Deckungswerten können fein- und breitblättrige Laichkräuter wie *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton alpinus* vertreten sein (vgl. Tab. 4, Spalte 7).

Der Gemeine Wasserschlauch kommt vereinzelt auf der Heider Geest vor (RAABE 1987:389). In den bewirtschafteten Teichen ist die Gesellschaft jedoch selten.

7.2.3.3. **Ranunculion aquatilis** Passarge 64
Wasserhahnenfuß-Gesellschaften
Tabelle 5

Die Wasserhahnenfuß-Gesellschaften werden von Arten aufgebaut, die bei einer Absenkung des Wasserspiegels zur Ausbildung einer langfristig lebensfähigen Landform befähigt sind.
Die syntaxonomische Gliederung des Verbandes Ranunculion aquatilis ist umstritten. Eine Übersicht über verschiedene Gliederungsansätze vermittelt MIERWALD 1988 (S. 82ff).

Übersicht über Wasserhahnenfuß-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern

RANUNCULION AQUATILIS Passarge 64
Wasserhahnenfuß-Gesellschaften

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Potamogetonetea pectinati Tx. & Prsg. 42	**Potamogetonetalia** pectinati Koch 24	**Ranunculion aquatilis** Passarge 64	**Hottonietum palustris** Tx. 37
			Ranunculetum aquatilis Sauer 37
			Ranunculetum peltati Segal 67
		Basalgesellschaft des Ranunculion aquatilis	
			Ausbildung von *Ranunculus trichophyllus*
			Ausbildung von *Callitriche cophocarpa*
			Ausbildung von *Callitriche platycarpa*

Die Bestimmung der charakteristischen Arten bereitet aufgrund der starken morphologischen Variabilität und der zahlreichen Hybridbildungen Schwierigkeiten (vgl. COOK 1966), so daß Zweifel über die Eignung mancher Arten der Gattung *Ranunculus subgen. Batrachium* als

Charakterarten für eine Gliederung der Vegetation auf floristischer Basis angebracht erscheinen (vgl. auch PASSARGE 1992:491). Ähnlich verhält es sich mit den *Callitriche*-Sippen, die in den meist nährstoffreichen Teichen als Wasserformen steril bleiben und erst beim Übergang zur Landform die zur Bestimmung notwendigen Früchte bilden. Eine Determination mit Hilfe von vegetativen Merkmalen (z.B. nach der Ausbildung der Schildhaare) scheiterte oft daran, daß frische Proben zur mikroskopischen Untersuchung erforderlich sind, was bei hochsommerlichen Temperaturen oft nicht gewährleistet werden konnte.
In den Tabellen wurden nur Aufnahmen verarbeitet, bei denen die Bestimmung der Charakterarten durchgeführt werden konnte. Fragliche *Ranunculus* und *Callitriche*-Formen, die in anderen Gesellschaften als Begleiter auftraten, werden als Aggregat aufgeführt.

Ranunculetum peltati Segal 67
Gesellschaft des Schild-Wasserhahnenfußes
Tabelle 5, Spalten 1-4

Ranunculetum aquatilis Sauer 37
Gesellschaft des Gemeinen Wasserhahnenfußes
Tabelle 5, Spalten 5-7

Die Geländebefunde zeigen, daß beide Gesellschaften in Karpfenteichen des öfteren gemeinsam und unter vergleichbaren Bedingungen vorkommen, weshalb sie hier gemeinsam besprochen werden.

Ranunculus peltatus und *Ranunculus aquatilis* regenerieren sich durch Samen, so daß Keimlinge der einen oder der anderen Art herdenweise aufkommen. Stichproben ergaben jedoch, daß beide Arten am Aufbau eines geschlossen Bestandes beteiligt sein können. Neben "reinen" Formen sind auch zahlreiche Hybridformen vertreten.
Beide Arten zeichnen sich durch ihre Pioniereigenschaften aus, die ihnen die Besiedlung von neuen Lebensräumen und eine rasche Regeneration nach Eingriffen ermöglichen. Als besonders vorteilhaft erweist sich ihre Fähigkeit, zu jeder Jahreszeit in der limosen Phase keimen zu können. Die Jungpflanzen können mehrere Monate als Landformen überdauern. Im Gegensatz zu den Beobachtungen von COOK 1966 (S. 134) zeigte sich, daß die Jungpflanzen - zumindest unter den wintermilden Bedingungen Schleswig-Holsteins - in der terrestrischen Phase überwintern und einige kurzfristige Fröste bis -10°C schadlos ertragen können. Auch die Emporhebung durch bis zu 10 cm lange Kammeisnadeln führte in den darauffolgenden Wochen trotz mechanischer Beanspruchung der Wurzeln zu keinen feststellbaren Schäden. Sobald sich das Wasser im Frühling ausreichend erwärmt hat, setzt bei beiden Arten die Blüte ein, gelegentlich und insbesondere bei *Ranunculus aquatilis* sogar vor der Ausbildung der Schwimmblätter. Während *Ranunculus peltatus* bis in den August hinein blühend beobachtet wurde, scheint sich der Blühzeitraum von *Ranunculus aquatilis* im wesentlichen auf Mai bis Mitte Juni zu konzentrieren. Ein Zusammenbruch der Bestände im Frühsommer (vgl. MIERWALD 1988:84) konnte in Teichen nicht festgestellt werden. Diese Beobachtung trifft lediglich für die Schwimmblätter zu, während die Pflanzen submers weiterleben und erst gegen Ende August allmählich verschwinden.

Beide Arten kommen unter allen Teichnutzungen vor, was darauf zurückzuführen ist, daß sie

sich zu einem Zeitpunkt entfalten, an dem die noch niedrigen Wassertemperaturen die Aktivität der erwachsenen Karpfen hemmen und die zooplanktische Entwicklung für ein langanhaltendes Klarwasserstadium sorgt (vgl. Kap. 5.3.1.). Selbst in sehr nährstoffreichen Gewässern unterliegen sie deshalb keinem ausschlaggebenden Lichtmangel. Die Intensität der Kalkung bzw. ihr Ausbleiben scheint das Vorkommen beider Arten nicht zu beeinflussen.

Die Bestände beider Gesellschaften enthalten je nach Zeitpunkt der Aufnahme in wechselnden Deckungsanteilen verschiedene Laichkrautarten. Die meisten Bestände sind ausgesprochen mehrschichtig, wie Aufnahme 1 in Tabelle 5 aus einem Abwachsteich der Jungmoränenlandschaft dokumentiert.
Das Ranunculetum peltati und das Ranunculus aquatilis kommen in allen Landesteilen vor, wobei *Ranunculus peltatus* in der Jungmoränenlandschaft stärker verbreitet ist (vgl. auch MIERWALD 1988:87).

Hottonietum palustris Tx. 37
Wasserfeder-Gesellschaft
Tabelle 5, Spalte 8

Die Wasserfeder-Gesellschaft ist in den bewirtschafteten Teichen Schleswig-Holsteins selten. Sie besiedelt gelegentlich mit wenigen kümmerlich entwickelten Individuen beschattete Zuflußgräben. Ein weiterer Standort stellen die beweideten Verlandungszonen der Abwachsteiche der Jungmoränenlandschaft dar. Die Wasserfeder kann in feuchten Senken des Ufers üppige Bestände aufbauen, die allerdings stets in Durchdringung mit Flutrasen-Gesellschaften vorkommen.

Hottonia palustris scheint in Fischteichen allgemein selten zu sein. Die Art wird in der Untersuchung von FRANKE 1987 über die fränkischen Teiche lediglich einmal mit (+) in der Tabelle des Riccielletum fluitantis erwähnt (FRANKE 1987:30).
Dagegen hebt HEGI 1966 die Fähigkeit der Art hervor, sich in mitteldeutschen Fischteichen den Schwankungen des Wasserstandes anzupassen (HEGI in HEGI 1966, Bd. V/3:1834). Die Samen werden epizoochor von Wasservögeln verbreitet und können sowohl auf feuchtem wie auf trockenen Substrat überwintern (HEGI 1966, S. 1835). Die Winterknospen sind ebenfalls in der Lage, eine winterliche Austrocknung zu überdauern (HEGI in HEGI 1966, Bd. V/3:1836).
Da die Wasserfeder in anderen Gewässertypen (z.B. Kleingewässern, vgl. MIERWALD 1988:85) in Schleswig-Holstein verbreitet ist, hängt ihr Fehlen in Karpfenteichen offensichtlich mit dem Bewirtschaftungsmodus zusammen.

Basalgesellschaft des Ranunculion aquatilis
Ausbildung von *Callitriche cophocarpa*
Tabelle 5, Spalte 9

Basalgesellschaft des Ranunculion aquatilis
Ausbildung von *Callitriche platycarpa*
Tabelle 5, Spalten 10-15

Auf die Determinationsprobleme bei Wasserstern-Arten wurde bereits hingewiesen. Die Mehrheit der angetroffenen Bestände war steril, so daß sich hier keine speziellen Angaben über eventuelle Unterschiede bei ihrem ökologischen und soziologischen Verhalten formulieren lassen.
Es zeichnet sich die Tendenz ab, daß der Flachfrüchtige Wasserstern die häufigste Art in den schleswig-holsteinischen Fischteichen darstellt. Dieses scheint für weitere Gewässertypen im gesamten nordwestdeutschen Raum zuzutreffen (vgl. DERSCH 1986:89, MIERWALD 1988:90, RAABE 1987:338).

Wassersterne sind in genutzten Teichen überaus häufig. Sie können quasi-einartige Massenbestände aufbauen und sind in fast allen Gesellschaften als Begleiter vertreten. Sie fehlen lediglich in den Abwachsteichen, in denen sie wahrscheinlich der mechanischen Beanspruchung durch gründelnde Fische nicht gewachsen sind. Die häufigen Wassersterne sind lediglich im Keimlingstadium lichtbedürftig. Ausgewachsene Exemplare mit Blattrosetten an der Wasseroberfläche wurden auch bei sehr starker Trübung gefunden.

Die flachen, warmen und lichtdurchfluteten Vorstreckteiche werden von Massenbeständen der *Callitriche*-Arten besiedelt. Die Gewässer werden Mitte Juni geflutet und bereits Ende Juli wieder abgelassen. Diese kurze Bespannungsphase kommt den therophytischen Eigenschaften der Wassersterne entgegen. Die Pflanzen keimen binnen weniger Tage und bleiben in der Hydrophase steril. Nach Trockenlegung bildet sich ebenso rasch eine ausgiebig fruchtende Landform, die für einen großen Samenvorrat sorgt, so daß die gleiche Entwicklung sich Jahr für Jahr wiederholen kann.
Die durch Wassersterne dominierten Bestände sind in der Hydrophase in der Regel artenarm (vgl. Tab. 5, Spalten 10-14). Stetig vertreten sind nur feinblättrige Laichkräuter, wie *Potamogeton panormitanus* oder *Potamogeton pectinatus*, die sich ebenfalls therophytisch verhalten können. In der limosen Phase keimen zahlreiche Jungpflanzen von *Ranunculus*-Arten (meist *Ranunculus trichophyllus*), so daß sich die Deckungsanteile verändern und die Dominanz der Wassersterne abgebaut wird. Ein solches Übergangsstadium zu Gesellschaften der abgelassenen Teichgründe wird durch Aufnahme 15 in Tabelle 5 dokumentiert.

Basalgesellschaft des Ranunculion aquatilis
Ausbildung von *Ranunculus trichophyllus*
Tabelle 5, Spalten 16-25

Der Haarblättrige Wasserhahnenfuß *Ranunculus trichophyllus* weist in den untersuchten Gewässern einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den Altmoränengebieten auf.
In den Teichen des Östlichen Hügellandes ist er nur schwach vertreten. Es läßt sich nicht eindeutig klären, ob diese räumliche Verteilung arealkundlich begründet ist oder ob sie mit der Dominanz der Abwachsteiche in der Jungmoränenlandschaft zusammenhängt, denn auch in den Abwachsteichen der Geest sind die *Ranunculus trichophyllus*-Bestände bedeutend schwächer ausgebildet als bei anderen Teichnutzungen. Im Östlichen Hügelland dominiert *Ranunculus circinatus* an den in den Geestteichen von *Ranunculus trichophyllus* besiedelten Wuchsorten.
Der Haarblättrige Wasserhahnenfuß wird offensichtlich oft übersehen. Die Verbreitungsangaben in RAABE 1987 (S. 146) entsprechen den realen Verhältnissen nicht.

Im Unterschied zu *Ranunculus peltatus* und zu *Ranunculus aquatilis* bildet *Ranunculus trichophyllus* keine Schwimmblätter aus. Die Art lebt vollständig submers und ist in den Fischteichen oft nur sehr schwach im Substrat verankert. Die Pflanzen können von aufsteigenden epipelischen Algenmatten hochgerissen werden und entwickeln sich pleustophytisch weiter.
Der Blühbeginn hängt von der Wasserführung der Gewässer im Winter ab. In den Teichen, die im Winter bespannt bleiben, setzt die oft submerse Blüte in der ersten Maihälfte etwa zum gleichen Zeitpunkt wie bei den anderen Wasserhahnenfuß-Arten ein. In den Teichen, die erst im Frühling wieder geflutet werden, entwickelt sich *Ranunculus trichophyllus* langsamer als andere *Batrachium*-Arten und gelangt erst am Mitte Juni zur vollen Entfaltung und Blüte, ohne daß Unterschiede der Wassertemperatur für diese Verzögerung verantwortlich gemacht werden könnten. Zu diesem Zeitpunkt sind die K_{2-3} bereits aktiv und rufen eine sehr starke Wassertrübung hervor, die möglicherweise das schwache Vorkommen der Art in Abwachsteichen erklärt.

Ranunculus trichophyllus baut in nährstoffreichen Teichen gewässerfüllende Populationen auf. Bei schwächerer Nährstoffversorgung bleiben die Bestände lockerer.
Der Haarblättrige Wasserhahnenfuß besiedelt vornehmlich dieselbe Wasserschicht wie die breitblättrigen submersen Laichkräuter *Potamogeton lucens* und *Potamogeton alpinus*. Arten, die in tieferen Wasserzonen leben, wie *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus* oder *Elatine hydropiper* können sich nur bei geringen Deckungswerten von *Ranunculus trichophyllus* entwickeln (vgl. Tab. 5, Spalten 21-25). Die Beschattungsverhältnisse verändern sich im Laufe des Sommers nur wenig. Die submersen Bestände neigen eher dazu, sich bis in den August hinein durch Verzweigung zu verdichten, wobei die neuen Triebe nach und nach zur Blüte gelangen.
Ranunculus trichophyllus gehört zu den Arten, die sich mehrere Jahre nach Bewirtschaftungsaufgabe durch Segmentierung vegetativ zu regenerieren vermögen. Die abgetrennten Sproßstücke können Wurzeln ausbilden, sich aber auch über längere Zeiträume pleustophytisch verhalten.

7.2.3.4. Potamogetonion (pectinati) Koch 26 emend. Oberd. 57
Laichkrautgesellschaften im engeren Sinne
Tabellen 6 und 7

Potamogetonetum lucentis Hueck 31
Gesellschaft des Spiegelnden Laichkrautes
Tabelle 6, Spalten 1-18

Die Gesellschaft des Spiegelnden Laichkrautes zählt zu den häufigen Gesellschaften der schleswig-holsteinischen Karpfenteiche. Sie entwickelt sich vornehmlich in den Gewässern, die während des gesamten Sommerhalbjahrs bespannt bleiben, und ist deshalb überwiegend in den Streck- und Abwachsteichen zu finden. In den nur kurzfristig vom Spätfrühling bis zum Frühsommer wasserführenden Gewässern kommt *Potamogeton lucens* nicht vor.
Einen auffälligen Begleiter stellt der in Schleswig-Holstein sehr seltene Grasblättrige Froschlöffel dar, der in den Teichen der Jungmoränenlandschaft mit hoher Stetigkeit im Potamogetonetum lucentis auftritt. Ähnliche Bestände aus *Potamogeton lucens*, *Ranunculus circinatus* und *Alisma gramineum* wurden bereits aus bewirtschafteten Fischteichen der Tschechischen

Republik und der Slowakei beschrieben (HEJNY & HUSAK 1978:35). Im norddeutschen Raum scheint diese Artenkombination auf bewirtschaftete Teiche beschränkt zu sein.
Der deutliche Verbreitungsschwerpunkt der Gesellschaft in der Jungmoränenlandschaft ist nicht nur auf die Häufigkeit der Abwachsteiche mittlerer Besatzdichten in dieser Landschaftszone zurückzuführen. In Geestteichen vergleichbarer Nutzung und Wasserqualität kommt das Spiegelnde Laichkraut nur auf bindigen Substraten vor, was darauf hindeutet, daß die mineralischen, überwiegend sandigen Böden der Geestteiche für die Entwicklung der Art ungünstig sind.

Übersicht über Laichkrautgesellschaften und Basalgesellschaften der Klasse in den untersuchten Gewässern

POTAMOGETONETEA (PECTINATI)
Tx. & Prsg. 42
Laichkraut- und Seerosen-Gesellschaften

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Potamogetonetea pectinati Tx. & Prsg. 42	**Potamogetonetalia pectinati** Koch 24	**Potamogetonion (pectinati)** Koch 26 emend. Oberd.57	**Potamogetonetum lucentis** Hueck 31
			Potamogetonetum graminei (Koch 26) Passarge 64
			Potamogetonetum praelongi Sauer 37
			Zannichellietum palustris (Baum. 11) Koch 26

Basalgesellschaft der Potamogetonetea

- Ausbildung von *Elodea canadensis*
- Ausbildung von *Myriophyllum spicatum*
- Ausbildung von *Ceratophyllum demersum*
- Ausbildung von *Ceratophyllum submersum*

Basalgesellschaft des Potamogetonion

- Ausbildung von *Potamogeton alpinus*
- Ausbildung von *Potamogeton obtusifolius*
- Ausbildung von *Potamogeton panormitanus*
- Ausbildung von *Potamogeton pectinatus*
- Ausbildung von *Potamogeton crispus*
- Ausbildung von *Callitriche hermaphroditica*

Die Bestände des Spiegelnden Laichkrautes entwickeln sich an geschützten Uferabschnitten auf einer bis zu 15 cm mächtige Muddeauflage. Bei mächtigeren Schlammschichten geht die Art zurück (vgl. auch HEJNY & HUSAK 1978:35). *Potamogeton lucens* meidet wellenschlagexponierte Uferbereiche und ist auf sandigen Substraten nur subvital anzutreffen.
Das Rhizom von *Potamogeton lucens* ist sehr zäh und bei ungefähr 10 cm unterhalb der

Bodenoberfläche tiefer im Sediment vergraben als bei anderen breitblättrigen Laichkrautarten (CASPER & KRAUSCH 1980:114). Gelegentlich dringen einzelne Wurzeln bis 20 cm Tiefe vor (OZIMEK & PREJS 1976:312), so daß das Spiegelnde Laichkraut in der Lage ist, eine mechanische Beanspruchung im Wurzelraum durch Bodenbearbeitung oder gründelnde Fische zu ertragen. Die tief vergrabenen Rhizome und Erneuerungsorgane sind im Winter vor Frost und Austrocknung geschützt. Die Wurzelkonkurrenz mit anderen Makrophyten wird ferner durch die Tiefe des Hauptwurzelhorizontes von *Potamogeton lucens* mildert, so daß die Ausnutzung verschiedener Bodenhorizonte das Aufkommen artenreicher Gemeinschaften ermöglicht (OZIMEK & PREJS 1976:312).
Das Spiegelnde Laichkraut erträgt eine relativ hohe Wassertrübung und kommt deshalb als einziges breitblättriges Laichkraut in Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes vor. Die überwinternden Rhizomknollen enthalten Reserven, die den Pflanzen auch im trüben Wasser das Erreichen lichtreicherer Schichten ermöglichen. In natürlichen Gewässern wird *Potamogeton lucens* von den See- und Teichrosen aus den ufernahen Zonen in die Tiefe abgedrängt, wo es aufgrund eutrophierungsbedingter, zunehmender Trübung heutzutage jedoch oft nicht mehr existieren kann.
Potamogeton lucens bildet unter optimalen Bedingungen dichte submerse Bestände, die ihr Baldachin knapp unterhalb der Wasseroberfläche ausbreiten und den darunter liegenden Wasserkörper stark beschatten. In kleinen Teichen kann *Potamogeton lucens* derart dichte Bestände aufbauen, das es durch wiederholten Schnitt entfernt werden muß. Die Blätter sind in den gekalkten Gewässern meist stark mit Calcit inkrustiert.

Phänologische Entwicklung des Potamogetonetum lucentis

In den Gewässern, die im Winter Wasser führen, kann die Art wintergrün sein und ist in der Lage, unter einer Eisdecke Photosynthese zu betreiben. Lediglich die oberen Sproßabschnitte, die sich an der Wasseroberfläche horizontal ausbreiten, sterben ab Mitte August ab, während das Blattwerk des unteren, aufrechten Sproßabschnittes erhalten bleibt. Die Vorjahrsblätter gehen im April ein, während neue Blätter sich aus den Sproßturionen entwickeln. Die Senescenz der Blätter scheint von einer durch zunehmende Tageslängen ausgelösten Massenentwicklung von epiphytischen Algen beschleunigt zu werden. Solche Laichkrautbestände erreichen bereits Mitte Juni ihre höchste Belaubungsdichte. Der frühe Entfaltungstermin hat eine relative Artenarmut des gesamten submersen Makrophytenbestandes zur Folge.
Nach winterlicher Trockenlegung entwickelt sich *Potamogeton lucens* bedeutend langsamer und erreicht erst im Juli seinen Belaubungshöhepunkt. Die Bestände des Potamogetonetum lucentis sind deshalb in den gewinterten Teichen meist artenreicher als in den im Winter wasserführenden Teichen und in natürlichen Gewässern.
Unabhängig vom Bespannungsrhythmus werden ab August reichlich Samen gebildet. Keimlinge konnten jedoch im Untersuchungszeitraum nicht gefunden werden.

Das Spiegelnde Laichkraut entscheidet aufgrund seiner beherrschenden Wuchsform über die Entwicklungsbedingungen der weiteren submersen Arten, so daß die gesamte Dynamik der Bestände durch seine phänologische Entwicklung geprägt wird.
Die folgende Aufnahmeserie zeigt beispielhaft den phänologischen Aspektwechsel in einem Bestand des Potamogetonetum lucentis.
Die Aufnahmen stammen aus einem kleinen Karpfen-Abwachsteich mittlerer Besatzdichte bei Klein-Vollstedt (TK 25 1725 Westensee). Der Teichgrund ist überwiegend sandig und von

einer ca. 5 cm mächtigen Muddeauflage überzogen. Das Gewässer wird jeden Winter für ca. 4 Monate trockengelegt. In diesem Zeitraum findet mit Ausnahme einer Teichgrundkalkung keine weitere Bodenbearbeitung statt. Im Sommerhalbjahr werden die Karpfen mit Getreide gefüttert. Die umliegenden Flächen werden zur Hälfte als Acker (Mais, Rüben, Weizen) genutzt und sind zur anderen Hälfte mit Buchenwäldern bestanden. Der Teichgrund ist im Winter mit Buchen- und Eichenlaub überdeckt.

Alle Aufnahmen wurden auf derselben 9 m² großen Fläche durchgeführt, die ca. 2 m einem durch *Sparganium erectum agg.* dominierten Röhrichtsaum vorgelagert ist.

Datum	4.5. 1992	24.5. 1992	30.7. 1991	29.8. 1991	10.9. 1991
Wassertiefe (cm)	70	70	80	80	75
Ranunculus circinatus	2m	2b	1	2a	2a
Ranunculus peltatus	1	3	+	-	-
Potamogeton panormitanus	1	1	2m	2m	-
Potamogeton berchtoldii	1	2m	1	-	-
Potamogeton acutifolius	r	r	+	r	r
Potamogeton lucens	-	**1**	**5**	**2b**	-
Ceratophyllum demersum	**r**	**1**	**2b**	**4**	**5**
Zannichellia palustris	-	1	2m	2m	2a
Oenanthe aquatica	+	+	r	r	-
Sparganium emersum	-	1	1	1	-
Potamogeton natans	-	+	r	1	1
Polygonum amphibium f. nat.	-	r	1	1	2a
Lemna minor	1	2m	2m	-	1
Ricciella fluitans agg.	-	2a	2m	-	1
Spirodela polyrhiza	-	2m	3	2a	2a
Lemna trisulca	-	-	2m	2m	2m
Equisetum fluviatile	-	-	+	+	+
Alisma gramineum	-	-	1	1	-

In gewinterten Teichen erlaubt die langsamere Entfaltung von *Potamogeton lucens* das Aufkommen von zahlreichen Arten, die früh im Jahr keimen bzw. austreiben. Dieses gilt für feinblättrige Laichkräuter wie *Potamogeton berchtoldii* und *Potamogeton panormitanus*, die bereits zwei Wochen nach der Wiederbespannung auf dem Teichgrund erscheinen. Der Frühlingsaspekt wird durch *Ranunculus*-Arten dominiert, obwohl *Potamogeton lucens* bereits präsent ist.

Im Hochsommer wird der Wasserkörper durch das dichte Blattwerk des Spiegelnden Laichkrautes stark beschattet. An geschützten Uferabschnitten können zusammengetriebene Lemniden die Lichtversorgung zusätzlich abschwächen. Die *Ranunculus*-Arten und die feinblättrigen Laichkräuter besiedeln bei verminderter Vitalität das mittlere Stockwerk, während sich dichte Bestände von schattentoleranten und sich spät entwickelnden Arten wie *Ceratophyllum demersum* in der grundnahen Schicht aufbauen. Im selben Zeitraum erscheinen *Alisma gramineum* und *Zannichellia palustris*.
Ab Mitte August baut sich der Baldachin von *Potamogeton lucens* allmählich ab. Der Spätsommeraspekt wird durch *Ceratophyllum demersum* dominiert, das die verbesserte Lichtversorgung und die beim allmählichen Abbau der submersen Phytomasse freiwerdenden Nährstoffe auszunutzen vermag und bald den Wasserkörper bis zum mittleren Stockwerk ausfüllt. Die feinblättrigen Laichkrautarten, die diesen mittleren Tiefenbereich besiedeln, strecken sich bis knapp unterhalb der Wasseroberfläche. Einige Exemplare gelangen noch zur Blüte und

bilden Früchte. Vereinzelt konnte diese zweite Blühphase auch bei *Ranunculus circinatus* festgestellt werden.

Durch das winterliche Ablassen werden die spätsommerlichen Massenbestände von *Ceratophyllum demersum* stark dezimiert, so daß im folgenden Jahr die Vegetationsentwicklung nach demselben Schema erneut ablaufen kann.
In den Gewässern, die im Winter bespannt bleiben oder nur kurfristig abgelassen werden, überwintert das Gemeine Hornblatt schadlos und verhindert im folgenden Frühling das Aufkommen der meisten anderen submersen Arten. Hier wird deutlich, daß die Bestände des Potamogetonetum lucentis unter stark nährstoffreichen Bedingungen in Karpfenteichen innerhalb eines Sommers eine Entwicklung durchlaufen, die im folgenden Jahr zur Etablierung von artenarmen Hornblattpopulationen führt. Auf diesen managementrelevanten Aspekt wird bei der Erörterung von begleitenden Pflegekonzepten für Fischteiche in Kap. 12 zurückgekommen.

Am angeführten Beispiel werden ferner die Schwierigkeiten der pflanzensoziologischen Ansprache der vorgefundenen Bestände deutlich. Im Hochsommeraspekt sind zwei Charakterarten verschiedener Assoziationen des Potamogetonion-Verbandes vertreten, nämlich *Potamogeton lucens* und *Zannichellia palustris*. An anderen Stellen desselben Teiches tritt als weitere Assoziationscharakterart *Potamogeton trichoides* in ansonsten ähnlich zusammengesetzten Beständen auf. Überlagerungen durch Lemniden-Decken kommen häufig vor, ebenso wie Durchdringungen mit Helophyten und weiteren Makrophyten der Potamogetonetea.
Erfolgt die Zuordnung aufgrund der Dominanzverhältnisse, so muß sich im Extremfall den starken Abundanzschwankungen entsprechend im Laufe der Vegetationsperiode die pflanzensoziologische Ansprache bei gleichbleibendem Arteninventar im Wochenrhythmus ändern.

Wegen der Schlüsselrolle der phänologischen Entwicklung von *Potamogeton lucens* für die gesamte Komplexdynamik erscheint es sinnvoll, solche Bestände eines durch das Potamogetonetum lucentis gesteuerten, jedoch nicht zu jedem Entwicklungsstadium dominierten Komplextypes zuzuordnen (Kap. 8.2.4.1.).
Die Struktur solcher Komplexe beruht auf dem raum-zeitlichen Muster der Wuchsortausnutzung. Sie werden erst durch die Betrachtung in der zeitlichen Dimension erkennbar und liegen mit hoher Wahrscheinlichkeit bei allen Vegetationstypen vor, die durch eine zyklische Dynamik geprägt werden. Phänologische Beobachtungen können einen wesentlichen Beitrag zur besseren Kenntnis solcher Phänomene leisten.

***Ranunculus circinatus*-Dominanzbestände**
Tabelle 6, Spalten 19-21

Ranunculus circinatus ist mit hoher Stetigkeit am Aufbau des Potamogetonetum lucentis beteiligt. Von einigen Autoren wird der Spreizende Hahnenfuß als weitere Assoziationscharakterart dieser Gesellschaft angesehen (FRANKE 1987:50). Die *Ranunculus circinatus*-Dominanzbestände zeigen eine auffällige floristische Verwandschaft zu typischen Ausbildungen der Gesellschaft des Spiegelnden Laichkrautes. Das Fehlen von *Potamogeton lucens* kann auf gezielte Bekämpfungsmaßnahmen oder auf einen zu kurzen Entwicklungszeitraum zurückzuführen sein. Dominanzbestände des Spreizenden Hahnenfußes wurden deshalb zum

Potamogetonetum lucentis gestellt.
Gegen eine Zuordnung zum Potamogetono perfoliati - Ranunculetum circinati Sauer 37 spricht die Tatsache, daß das Durchwachsene Laichkraut in den Fischteichen vollkommen fehlt, obwohl es in den natürlichen Gewässern Schleswig-Holsteins häufiger als das Spiegelnde Laichkraut vorkommt.
Da *Potamogeton perfoliatus* als unempfindlicher gegenüber Nährstoffbelastungen als *Potamogeton lucens* gilt (vgl. u.a. DIERSSEN et al 1988:16), kann vermutet werden, daß es keine mehrmonatige winterliche Trockenlegung verträgt. Seine Überwinterungsorgane sitzen am oberirdischen Sproß (ARBER 1920:71) und an den flachgründigen Rhizomen, die im Durchschnitt nur 1 cm, in mineralischen Substraten 2 cm unter der Bodenoberfläche liegen (OZIMEK & PREJS 1976:312). Der nur schwache Schutz der Rhizome im Winter erklärt vermutlich das Fehlen von *Potamogeton perfoliatus* auch in den Teichlandschaften Frankens (FRANKE 1987) und der ehemaligen Tschechoslowakei (HEJNY & HUSAK 1978).

Potamogetonetum graminei (Koch 26) Passarge 64
Graslaichkraut-Gesellschaft
Tabelle 6, Spalte 22

Das Graslaichkraut gilt in Schleswig-Holstein als vom Aussterben bedroht (MIERWALD 1990:34), das Potamogetonetum graminei als ausgestorben oder verschollen (DIERSSEN et al 1988:110). Wenn auch neuere Kartierungen belegen, daß das Wissen über die Verbreitung der Laichkrautarten und -gesellschaften in Schleswig-Holstein noch lückenhaft ist, gehört *Potamogeton gramineus* zu den seltensten Gewässermakrophyten. Ausgedehnte und vitale Bestände sind bislang nur aus wenigen schwach-eutrophen Gewässern wie dem Suhrer See bei Plön bekannt (FRENZEL 1992).

Die Art konnte insgesamt in 4 Teichen im Bereich der Heider Geest nachgewiesen werden, wobei sie in drei Fällen lediglich mit wenigen Individuen vertreten war. Der größte Bestand mit einer Gesamtausdehnung von ca. 20 m² wird durch Aufnahme 22 in Tabelle 6 aus einem stark quelligen Teich dokumentiert. Einige der Pflanzen waren fertil und hatten Schwimmblätter ausgebildet. Weitere Laichkrautarten wie *Potamogeton natans*, *Potamogeton berchtoldii* und *Potamogeton obtusifolius* traten als Begleiter auf. Die Bestände entsprechen floristisch der typischen Ausbildung des Potamogetonetum graminei, wie sie für die Fränkische Teichlandschaft beschrieben wurde (FRANKE 1987:46).

Alle Fundorte sind durch eine sehr schwache Nutzungsintensität und geringe Gesamtdeckungswerte der Vegetation (1 bis 10%) gekennzeichnet. Das Einzugsgebiet der Gewässer wird von Fichten- und Buchenforsten beherrscht. Die Teichgründe bestehen auch fast reinem Fein- bis Mittelsand bei sehr schwacher Beimengung von organischer Substanz.
In den südslowakischen und tschechischen Teichgebieten wurde festgestellt, daß das Graslaichkraut bei Kalkung der Teichgründe rasch zurückgeht, sich jedoch nach sommerlicher Trockenlegung in den Flachwasserzonen von mesotrophen Teichen schnell auszubreiten vermag (HEJNY & HUSAK 1978:35).
Die bewirtschaftungsbedingte Schaffung von konkurrenzfreien Räumen fördert den Erhalt der Art in den untersuchten Gewässern. Die Nutzungsintensität ist allerdings in den meisten Teichen Schleswig-Holsteins bedeutend stärker als an den hier erfaßten Fundorten von

Potamogeton gramineus. Durch Aufgabe der Nutzung unter Beibehaltung regelmäßiger Trockenlegung kann die Nährstoffakkumulation im Gewässer aufgehalten und somit dem ansonsten störungsunempfindlichen Graslaichkraut langfristige Lebensräume gesichert werden. Sowohl eine Nutzungsintensivierung wie auch eine Nutzungsaufgabe hätten das Verschwinden von *Potamogeton gramineus* zur Folge.

Potamogetonetum praelongi Sauer 37
Gesellschaft des Gestreckten Laichkrautes
Tabelle 6, Spalte 23

In den untersuchten Fischteichen wurde lediglich ein Bestand des Gestreckten Laichkrautes angetroffen. Im oberen Teich der Anlage Quellental bei Nordhastedt (TK 25 1821 Nordhastedt) war in den Sommern 1991 und 1992 ein üppiger *Potamogeton praelongus*-Bestand am Teichzufluß entwickelt. Obwohl der Fundort im Hochsommer aufgesucht wurde, waren alle Pflanzen steril. Der Wuchsort war durch kühles und klares Quellwasser schwach durchströmt. Der Gewässergrund war mit einer mächtigen, nicht betretbaren Muddeschicht überlagert. Gemeinsam mit *Potamogeton praelongus* traten die Armleuchteralgen *Nitella flexilis* und *Chara globularis* sowie *Juncus bulbosus* auf.
Nach Aussage des Besitzers wird dieser Teich nur selten und unvollständig abgelassen. Es handelt sich deshalb um einen für Teichanlagen untypischen Standort.

Das Potamogetonetum praelongi gilt in Schleswig-Holstein als vom Aussterben bedroht (DIERSSEN et al 1988:110). In Teichanlagen ist die Gesellschaft nur an Sonderstandorten zu erwarten.

Zannichellietum palustris (Baum. 11) Koch 26
Teichfaden-Gesellschaft
Tabelle 6, Spalten 24-27

Gut ausgebildete Bestände des Teichfadens sind in bewirtschafteten Karpfenteichen selten. Vielmehr tritt die Art, die nur in der Subspezies *palustris* angetroffen wurde, als Begleiterin in Dominanzbeständen anderer Arten auf, in denen sie aufgrund ihrer hohen Schattentoleranz die grundnahe Wasserschicht besiedelt.
Der Teichfaden verträgt eine starke Phosphat- und Nitratbelastung seiner Wuchsgewässern und gilt als kalkliebend (PREISING 1990:111).

Das Zannichellietum palustris gilt als konkurrenzschwache Gesellschaft der gestörten Standorte (POTT 1980:46, PREISING 1990:111). Ihre relativ schwache Entwicklung in genutzten Teichen ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß *Zannichellia palustris* sich im Vergleich zu den anderen Parvopotamiden nach winterlicher Trockenlegung spät entwickelt und deshalb als Lückenbüßer in bereits gut ausgebildeten Laichkrautbeständen vordringen muß. Insbesondere *Potamogeton panormitanus* kann die Räume, die den Ansprüchen des Teichfadens entsprechen, schneller besiedeln. Seine Lichtbedürftigkeit in der Keimungsphase (VAN VIERSSEN 1982:132) dürfte eine zusätzliche Hürde darstellen. Nach erfolgreicher Keimung im Frühling kann sich der Teichfaden aufgrund seiner hohen Schattentoleranz als adulte

Pflanze bei zunehmender Trübung jedoch halten. In sehr trüben Abwachsteichen ist der Teichfaden oft die einzige submerse Makrophytenart. Charakteristisch sind lockere, einartige Bestände mit vermutetem Deckungsgrad 2m. Wegen der Trübung konnten hier keine Vegetationsaufnahmen angefertigt werden. Als einziger Begleiter kann *Polygonum amphibium f. natans* auftreten.

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Alpen-Laichkrautes
Tabelle 7, Spalten 1-8

Potamogeton alpinus gehört in Schleswig-Holstein zu den selteneren Laichkrautarten (vgl. RAABE 1987:479). In bewirtschafteten Teichen wurde es ausschließlich in der Altmoränenlandschaft angetroffen. Seine Vorkommen sind deutlich an Quellwassereinfluß gebunden.

Das Alpen-Laichkraut verträgt die winterliche Trockenlegung seiner Wuchsgewässer. Es treibt bereits zwei Wochen nach der Wiederbespannung aus und bildet nach zwei weiteren Wochen dichte Bestände. Gegenüber Störungen (z.B. Schnitt) erweist sich *Potamogeton alpinus* als sehr regenerationsfähig (BRUX, TODESKINO & WIEGLEB 1987:118).

Die geringen Wärmeansprüche der überwiegend montan und subpolar verbreiteten Art (CASPER & KRAUSCH 1980:109) erklären den Entwicklungsvorsprung von *Potamogeton alpinus* gegenüber dem wärmeliebenderen *Potamogeton lucens* in den Gewässern, in denen beide Arten gemeinsam vorkommen. Der Frühling- bis Frühsommeraspekt wird vom Alpen-Laichkraut dominiert, das jedoch im Laufe des Sommers bei guter Nährstoffversorgung allmählich vom Spiegelnden Laichkraut verdrängt wird. *Potamogeton alpinus* bleibt deshalb nur bei kühlen Wassertemperaturen und nährstoffärmeren Verhältnissen während der gesamten Vegetationsperiode dominant.
Gemeinsame Vorkommen der beiden breitblättrigen Laichkrautarten sind jedoch selten, da *Potamogeton lucens* überwiegend in der Jungmoränenlandschaft und *Potamogeton alpinus* nur in der Altmoränenlandschaft gefunden wurden. Beide Arten haben die gleiche Wuchsform: Sie bilden einen dichten Baldachin knapp unterhalb der Wasseroberfläche und treten deshalb unmittelbar in Konkurrenz zueinander.

Das Alpen-Laichkraut kann bei üppiger Entwicklung eine starke Beschattung des Wasserkörpers hervorrufen. In der grundnahen Wasserschicht treten *Eleocharis acicularis*, *Drepanocladus aduncus* und *Fontinalis antipyretica* als Begleiter auf. Ferner sind lückige Bestände von *Potamogeton natans* und *Elodea canadensis* für n Gesellschaftsaufbau charakteristisch.

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Stumpfblättrigen Laichkrautes
Tabelle 7, Spalten 9-24

Potamogeton obtusifolius ist in den untersuchten Gewässern relativ häufig. Es kommt in 12% aller schleswig-holsteinischen Teichanlagen und 26% der Anlagen der Altmoränenlandschaft vor. In Schleswig-Holstein gilt die Art als stark gefährdet (MIERWALD 1990:34).

Die geringen Gesamtdeckungswerte stellen ein auffälliges Merkmal der *Potamogeton obtusifolius*-Ausbildung der Basalgesellschaft dar. Die Pflanzen werden meist nur 15 cm hoch und besiedeln deshalb die grundnahe Wasserschicht, wo sie isolierte, dichtgedrungene Büschel bilden. Sie werden aufgrund ihrer Wuchsform selten dominant und ermöglichen das Aufkommen weiterer konkurrenzschwacher Arten wie *Potamogeton friesii*, *Potamogeton acutifolius* und *Callitriche hermaphroditica*. Ferner treten *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton berchtoldii* auf, wobei letztere Art bedeutend häufiger am Gesellschaftsaufbau beteiligt ist.

Das Stumpfblättrige Laichkraut kommt in Teichen aller Landschaftszonen Schleswig-Holsteins vor, wobei es allerdings in den einzelnen Gebieten unterschiedlich beschaffene Standorte besiedelt.
In der Jungmoränenlandschaft wächst *Potamogeton obtusifolius* auf sandigen bis schwach humosen Substraten bis ca. 40 cm Tiefe und besiedelt vornehmlich durch überhängende Laubbäume beschattete Flachwasserzonen. Dort sind die Pflanzen in der Lage, einen mäßigen Wellenschlag zu ertragen. Ausschlaggebend für dieses Verbreitungsmuster ist die Konkurrenz mit Beständen, in denen Röhrichte oder *Potamogeton lucens* dominiert und das Stumpfblättrige Laichkraut auf schattige Wuchsorte abdrängt. Diese räumliche Verteilung entspricht den von WIEGLEB 1977 beschriebenen Verhältnissen aus den Oberharzer Stauteichen, in denen sich *Potamogeton obtusifolius* und *Potamogeton lucens* gegenseitig ausschließen (WIEGLEB 1977: 160).
In der Sander- und in der Altmoränenlandschaft, wo *Potamogeton lucens* seltener vorkommt, bevorzugt *Potamogeton obtusifolius* offene, aber windgeschützte Standorte mit humusreichen Böden. Besonders üppig gedeiht die Art in ruhigen Einbuchtungen in Röhrichtbeständen. Ähnliche Vorkommen wurden bereits aus der ehemaligen Tschechoslowakei beschrieben (HEJNY & HUSAK 1978:38). Das Stumpfblättrige Laichkraut dringt in Abwesenheit von breitblättrigen Laichkrautarten an lichtdurchfluteten Wuchsorten auch in Tiefen bis zu 1 m vor.
Die beobachteten Bestände traten in den drei Sommern des Untersuchungszeitraums mit hoher Stetigkeit an denselben Standorten auf.

Die Entwicklung von *Potamogeton obtusifolius* beginnt etwa zwei bis drei Wochen nach Wiederbespannung der Teiche. Die Jungpflanzen sind diesem Stadium lichtbedürftiger als in späteren Phasen ihrer Entwicklung. Die Beschattung an laubbaumbestandenen Ufern behindert die Entwicklung der Jungpflanzen nicht, da das Austreiben aus den Winterknospen noch vor der Laubentfaltung der Bäume stattfindet. Einzelne Nadelholzgruppen am Ufer rufen dagegen durch Lücken in ansonsten durchgehenden Laichkrautgürteln hervor. Als etablierte Pflanze ist *Potamogeton obtusifolius* relativ schattentolerant.
Die Art wurde überwiegend fertil angetroffen. Die Samen können binnen weniger Tage in Regenwasserpfützen auf abgelassenen Teichgründen keimen.
Die Pflanzen besitzen ein kurzes und feines Wurzelwerk und sind deshalb nur schwach im Substrat verankert. Sie werden durch gründelnde Fische oft abgerissen und ans Ufer gespült, wo sie sich kurzfristig weiter entwickeln können.

Entgegen der Vermutung von ROWECK & SCHÜTZ 1988 (S. 450) führt die winterliche Trockenlegung der Teiche nicht zu einem Rückgang der Art, sondern indirekt durch Zurückdrängung wuchskräftigerer Konkurrenten zu einer Förderung und bei Fortführung der teich-

wirtschaftlichen Nutzung zu einer Stabilisierung der Vorkommen.
Inwiefern diese Feststellung auch für Gebiete mit strengeren Wintern gültig ist, müßte überprüft werden. Möglicherweise werden die Überwinterungsorgane stärker durch Austrocknung als durch Frost gefährdet. Dafür spricht die Beobachtung, daß dort, wo *Potamogeton obtusifolius* sandige, austrocknungsanfällige Substrate besiedelt, es im Winter durch eine Laubauflage geschützt wird. An laubfreien, sandigen Standorten wurde die Art nicht festgestellt. Auf schwereren Böden, die in der Winterperiode feucht bleiben, tritt das Stumpfblättrige Laichkraut unabhängig von einer Streuauflage auf.

Wie in mehreren stillgelegten Teichen festgestellt werden konnte, verschwindet *Potamogeton obtusifolius* binnen weniger Jahren nach Bewirtschaftungsaufgabe. Bereits drei Jahre nach dem Übergang zur Angelnutzung war das Stumpfblättrige Laichkraut nur noch mit wenigen kümmerlichen Exemplaren im Ufersaum vertreten.

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Zwerg-Laichkrautes
Tabelle 7, Spalten 25-28

In Abweichung zur ansonsten zugrundegelegten Nomenklatur der Artnamen nach MIERWALD 1987 wird in der vorliegenden Untersuchung der Name *Potamogeton panormitanus* statt *Potamogeton pusillus* verwendet. Die Bezeichnung *Potamogeton panormitanus* bietet den Vorteil, Verwechslungen mit dem von manchen Autoren weiter gefaßten Terminus *Potamogeton pusillus* auszuschließen. Einen Überblick über die verworrene taxonomische Situation des Komplexes *Potamogeton pusillus*, *P. panormitanus* und *P. berchtoldii* vermitteln ROWECK & SCHÜTZ 1988 (S. 477).
Die Trennung der morphologisch eng verwandten Arten erfolgte in Anlehnung an der von ROWECK & SCHÜTZ 1988 (S. 478) formulierten Empfehlung, stets mehrere Bestimmungsmerkmale bei der Determination heranzuziehen.

Die hohe ökologische Plastizität des Zwerg-Laichkrautes ermöglicht ihm die Besiedlung fast aller Teichtypen. Dominanzbestände kommen allerdings nur an den am stärksten gestörten und kurzzeitig wasserführenden Teichen vor. Die Verbreitung der Gesellschaft ergibt sich aus den Nutzungsverhältnissen und ist deshalb nicht primär an eine bestimmte Landschaftszone gebunden. Aufgrund des regionalen Schwerpunktes der Satzfischbetriebe auf der Hohenwestedter Geest ist die Gesellschaft dort am häufigsten anzutreffen.

Potamogeton panormitanus kann vornehmlich in Teichen, die erst spät im Frühling bespannt und bereits im Hochsommer abgelassen werden (Vorstreckteiche), sehr dichte und artenarme Bestände aufbauen. Es gelten die gleichen Entwicklungsbedingungen wie für die bereits beschriebenen *Callitriche*-Gesellschaften. Kurz nach der Bespannung entwickeln sich zahlreiche Jungpflanzen von *Elatine hydropiper*, *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton panormitanus* sowie von verschiedenen *Callitriche*-Arten. Bei starker Entwicklung von epipelischen Algenmatten werden die Keimlinge von *Elatine hydropiper* durch aufsteigenden Algenmatten hochgerissen. Auch die zarten *Callitriche*-Pflanzen werden dabei beschädigt. Am intensivsten werden sie in Mitleidenschaft gezogen, wenn die Algenwatten zur Wasseroberfläche aufsteigen und die Blattrosetten der Wassersterne durch ihre Drift abreißen. *Potamogeton panor-*

mitanus bietet durch seine Wuchsform dem Auftreiben der Algen keinen Wiederstand und wird deshalb von diesen Vorgängen kaum betroffen, so daß es gewässerfüllende Massenbestände ausbilden kann.
Entscheidend für die Entwicklung der *Potamogeton panormitanus*-Ausbildung der Basalgesellschaft oder einer von *Callitriche* und *Elatine* dominierte Gesellschaft sind bei vergleichbarer Nutzung die Eigenschaften des Substrats. Wie im Kap. 5.1.3.1. erläutert, werden bei sandigen Teichgründen die während der Trockenphase freigesetzten Nährstoffe kaum im Boden festgelegt, so daß sie nach der Bespannung rasch ins Wasser übergehen und eine Algenmassenentwicklung hervorrufen können. Bei kolloidreicheren Substraten mit einem stärkeren Speichervermögen ist die Nährstoffabgabe ans Wasser unmittelbar nach der Bespannung bedeutend geringer, so daß die Entwicklung der epipelischen Algen schächer ausfällt. Solche Bedingungen sind für *Callitriche sp.* und *Elatine hydropiper* günstiger, so daß es hier zu keiner starken Dominanz von *Potamogeton panormitanus* kommt.

Blüte und Samenbildung erfolgen noch vor dem Ablassen der Teiche gegen Ende Juli. Bei relativ kühlen und feuchten Witterungsverhältnissen nutzen die Zwerg-Laichkräuter nach der Trockenlegung die in den Algenwatten gespeicherte Restfeuchtigkeit bis zur Ausreifung ihrer Samen aus. *Potamogeton panormitanus* bildet zwar keine Landform aus, weist aber von allen Parvopotamiden die längste Austrocknungsverzögerung in der limosen Phase auf, da sein Wurzelsystem stärker als bei sonstigen feinblättrigen Laichkräutern ausgebildet ist (HEJNY 1960:215).

Samen, die nach Trockenlegung gesammelt wurden, erwiesen sich als sofort keimfähig. *Potamogeton panormitanus* besitzt demzufolge keine Samendormanz und ist deshalb in der Lage, beim Eintritt günstiger Bedingungen zu jedem Zeitpunkt während der Vegetationsperiode zu keimen. In Teichen, die nach sommerlicher Trockenlegung im Spätsommer wiederbespannt werden, entwickeln sich ebenfalls üppige Zwerg-Laichkraut-Populationen, die den folgenden Winter jedoch nicht überleben.
Winterknospen, die nach Frosteinwirkung vom gewinterten Teichen gesammelt wurden, trieben in einem Versuchsgefäß trotz günstiger Licht- und Temperaturbedingungen nicht aus.

Der Versuch, die ökologischen Ansprüche von *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton berchtoldii* voneinander abzugrenzen, führte bislang zu kontroversen Ansichten (vgl. WIEGLEB 1976 und 1984). Bezüglich ihrer Nährstofftoleranz scheinen beide Arten eine weite Amplitude zu besitzen. In den untersuchten Teichen zeichnet sich die Tendenz ab, daß die therophytischen Eigenschaften bei *Potamogeton panormitanus* bedeutend stärker ausgeprägt sind als bei *Potamogeton berchtoldii*. Das Berchtolds-Laichkraut benötigt eine längere konkurrenzfreie Zeit zu Beginn der Vegetationsperiode und wird in dieser Phase leichter durch Beschattung verdrängt. So ist *Potamogeton berchtoldii* in der schwach deckenden *Potamogeton obtusifolius*-Gesellschaft häufiger vertreten als *Potamogeton panormitanus*. Konkurrenzfreie Räume und lange Entwicklungszeiten sind zwar oft für nährstoffärmere Verhältnisse charakteristisch. Beide Erscheinungen müssen jedoch insbesondere in gestörten Systemen nicht zwangsläufig miteinander gekoppelt sein, was möglicherweise die widersprüchlichen Aussagen über die Ökologie des Kleinen Laichkrautes erklärt.

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Kamm-Laichkrautes
Tabelle 7, Spalten 29-35

Das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* baut im Hoch- und Spätsommer in meist sehr trüben Abwachsteichen dichte Dominanzbestände auf. Die langgestreckten Sproßabschnitte breiten sich horizontal knapp unterhalb der Wasseroberfläche aus und genießen deshalb eine gute Lichtversorgung. In der grundnahen Wasserschicht sind schattentolerante Begleiter wie *Ceratophyllum demersum* vertreten, während lichtbedürftigere Arten wie *Eleocharis acicularis* ganz fehlen. Die Wasseroberfläche kann teilweise von Lemniden und Schwimmblättern des Wasser-Knöterichs bedeckt sein. Durchdringungen mit dem Zannichellietum palustris sind häufig.
Gelegentlich entwickeln sich Dominanz-Bestände des Kamm-Laichkrautes aus zusammenbrechenden Beständen des Potamogetonetum lucentis, wie am Vorkommen von absterbenden Exemplaren von *Potamogeton lucens* und *Ranunculus circinatus* zu erkennen ist.

Potamogeton pectinatus erscheint bereits zwei bis drei Wochen nach der Teichbespannung und ist als Jungpflanze leicht mit *Zannichellia palustris* zu verwechseln, der jedoch später austreibt.
Das Kamm-Laichkraut geht bei Akkumulation von organischer Substanz rasch zurück (HEJNY 1960:219). Sein Rhizomsystem liegt tiefer im Boden vergraben als bei den meisten feinblättrigen Laichkräutern (LUTHER 1983:6), was ihm das Überdauern von langer Sömmerung und Winterung ermöglicht. Durch Pflügen werden die am Rhizom sitzenden Erneuerungsknollen nicht beschädigt (HEJNY 1960:218). Diese Eigenschaft dürfte von Vorteil in dicht besetzten Abwachsteichen sein, in denen dreisömmerige Karpfen den Gewässergrund nach benthischen Tieren intensiv durchsuchen.
Potamogeton pectinatus verfügt über vielseitige Regenerationsmechanismen (vgl. VÖGE 1991). In natürlichen Gewässern erfolgt die Reproduktion überwiegend durch Turionen und Rhizomknollen (MADSEN 1991:70). Die Keimung der Samen wird durch Stratifikation, Austrocknung des Sediments und überwiegend mineralische Substrate gefördert (VAN WIJK 1989:282), so daß die Keimbedingungen für die ausgiebig gebildeten Samen in den untersuchten Gewässern als sehr günstig gewertet werden dürfen. Die generative Vermehrung spielt deshalb vermutlich in genutzten Teichen eine wesentlichere Rolle als in weniger beeinflußten Gewässern.

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Krausen Laichkrautes
Tabelle 7, Spalten 36-42

Der Lebenszyklus von *Potamogeton crispus* schränkt seine Existenzmöglichkeiten in genutzten Karpfenteichen ein. Das Krause Laichkraut entwickelt sich im Herbst aus Turionen und überwintert im submersen Zustand als wintergrüne Pflanze (SASTROUTOMO 1981). Die Turionenbildung wird durch eine litorale oder limose Phase im Spätsommer gefördert (HEJNY 1960:212). Die Art ist vergleichsweise konkurrenzschwach und geht bei konstantem Wasserstand zurück (HEJNY 1960:212).
Potamogeton crispus entwickelt sich deshalb in erster Linie in Winterungen, die im Som-

merhalbjahr mit Dreisömmerigen besetzt werden , im Herbst zur Abfichung kurzfristig abgelassen und bald wieder bespannt werden (vgl. Kap. 4.2.3.5.).
Lange Bespannungszeiten im Winterhalbjahr sind ferner für die Gewässer der Kaltwasser-Zierfischzucht charakteristisch. In solchen Gewässern tritt *Potamogeton crispus* oft mit anderen wintergrünen Arten wie *Myriophyllum spicatum* und *Elodea canadensis* auf (vgl. Tab. 7, Spalten 37-39). Nach Aufgabe der Nutzung setzt sich hier mittelfristig *Elodea canadensis* durch.

Seltener kommt das Krause Laichkraut in Abwachsteichen vor, in denen es sich im Laufe des Sommers wahrscheinlich aus von Vögeln eingebrachten oder eingeschwemmten Sproßstücken vermehrt. Die Sommerbestände werden durch die anschließende winterliche Trockenlegung vernichtet. Aufgrund seiner hohen Schattentoleranz kann *Potamogeton crispus* in sehr trüben Abwachsteichen, in denen das Spiegelnde Laichkraut nicht mehr gedeihen kann, eine spärliche Dominanzgesellschaft aufbauen, an deren Aufbau *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton pectinatus* beteiligt sind. Durchdringungen mit dem ebenfalls sehr schattentoleranten Zannichellietum palustris sind für solche Bestände charakteristisch (vgl. Tab. 7, Spalten 40-42).

Basalgesellschaft des Potamogetonion
Ausbildung des Herbst-Wassersterns
Tabelle 7, Spalten 43-48

Der in Schleswig-Holstein seltene und als stark bedroht eingestufte Herbst-Wasserstern *Callitriche hermaphroditica* (MIERWALD 1990:23) baut in einigen bewirtschafteten Karpfenteichen auffällige Dominanzbestände auf, die aufgrund ihres Arteninventars hier dem Potamogetonion-Verband zugeordnet werden.
Da *Ranunculus circinatus* häufig am Gesellschaftsaufbau beteiligt ist, wird angenommen, daß der Herbst-Wasserstern Wuchsorte besiedelt, an denen *Potamogeton lucens* aus ausbreitungsbedingten Gründen fehlt. Die Art bildet in sehr klarem Wasser dichte Teppiche, die gedrungenen Wasserpest-Beständen ähneln.
Weiterhin tritt *Callitriche hermaphroditica* als Begleiter in der *Potamogeton obtusifolius*-Ausbildung der Potamogetonion-Basalgesellschaft auf (vgl. Tab. 7, Spalten 10-12). Dort besiedelt er konkurrenzfreie Flachwasserzonen zwischen den *Potamogeton obtusifolius*-Pflanzen und verträgt aufgrund der geringeren Tiefe eine stärkere Wassertrübung.

Dominanzbestände des Herbst-Wassersterns kommen in den untersuchten Gewässern auf sandigem Substrat in Wassertiefen bis zu 2 m vor. Geringe Besatzdichten und gute Sichtverhältnisse bis zum Grund sind für seine Wuchsorte charakteristisch.
Die Pflanzen wurden an allen Fundorten reich fruchtend angetroffen. Sie entwickeln sich erst ab Mitte Juni zu einem vergleichsweise späten Zeitpunkt, an dem das Wachstum der meisten submersen Makrophyten schon weit fortgeschritten ist. Dieses mag verwundern, da von allen vorkommenden *Callitriche*-Arten *Callitriche hermaphroditica* als überwiegend boreal verbreitete Art die geringsten Ansprüche an die Wassertemperatur stellt (HEGI in HEGI 1975, Bd. V/1:195). Möglicherweise wird die Keimung durch andere Faktoren wie die Tageslänge ausgelöst.

7.2.3.5. Ausbildungen der Basalgesellschaft der Potamogetonetea

Tabelle 8

Basalgesellschaft der Potamogetonetea
Ausbildung der Kanadischen Wasserpest
Tabelle 8, Spalten 1-10

In Gewässern, die unregelmäßig abgelassen werden und auf Teichgründen, die sich nur unvollkommen trockenlegen lassen, kann die Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* in bewirtschafteten Fischteichen dichte Dominanzbestände bilden.
Die Kanadische Wasserpest neigt dazu, sich in Winterungen auszubreiten und dort den ganzen Wasserkörper auszufüllen. Sie wird deshalb durch lange Trockenphasen und seltener durch Branntkalkbehandlung bekämpft. Besonders dichte Bestände können zumindest partiell auch lange Trocken- und Frostzeiten überleben, wenn die unteren Lagen der Pflanzenschicht durch die darüberliegenden geschützt bleiben und sich anschließend regenerieren können.
Elodea canadensis bevorzugt vermutlich wegen der höheren Nährstoffzufuhr schwach durchströmtes Wasser zu bevorzugen und ist beispielsweise in Überlaufteichen unmittelbar vor dem Mönch am üppigsten entwickelt.
Die Kanadische Wasserpest ist wintergrün und zu jeder Jahreszeit zum Wachstum befähigt. Sie blüht ab August und vermehrt sich in Mitteleuropa ausschließlich vegetativ. Einzelne Sproßabschnitte werden in erster Linie von Wasservögeln und durch Einschwemmung verbreitet.

Potamogeton natans, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton panormitanus* sind häufig am Aufbau der Gesellschaft beteiligt. Die stark beschattete grundnahe Schicht wird sporadisch durch *Zannichellia palustris* und *Ceratophyllum demersum* besiedelt.
Die Gesellschaft wurde schwerpunktsmäßig in den Altmoränen- und der Sandergebieten festgestellt.

Anmerkung: Die Nutallii's Wasserpest *Elodea nutallii*, die in Schleswig-Holstein in Ausbreitung begriffen ist (VÖGE 1984:252), wurde in den untersuchten Gewässern nicht gefunden.

Basalgesellschaft der Potamogetonetea
Ausbildung des Ähren-Tausendblattes
Tabelle 8, Spalten 11-13

Das Ähren-Tausendblatt *Myriophyllum spicatum* ist in den Teichen der Jungmoränenlandschaft auffällig selten. In den anderen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins ist es etwas häufiger und kann insbesondere in frisch angelegten oder restaurierten Teichen kurzfristig gewässerfüllende Populationen aufbauen.
Die durch *Myriophyllum spicatum* dominierte Ausbildung der Basalgesellschaft ist in der Regel artenarm, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß die Diasporenbank der frisch angelegten Gewässern noch nicht über genügend Zeit zur Anreicherung verfügte. Selbst Kleinlaichkräuter sind nur schwach vertreten. Sproßbruchstücke des Ähren-Tausendblattes, die von Wasservögeln verbreitet werden, können sich deshalb in den konkurrenzfreien Räumen rasch vermehren.

Myriophyllum spicatum verhält sich in den untersuchten Fischteichen als ausgesprochener Pionierbesiedler und scheint nur in kühleren, durch Quellwasser beeinflußten Teichen über mehrere Jahre stabile Bestände zu bilden.
Myriophyllum spicatum überdauert sommerliche Trockenphasen durch Ausbildung einer Landform. Winterliche Trockenlegungen wirken sich dagegen vernichtend aus. Im Unterschied zu *Myriophyllum verticillatum* bildet es weder Sproß- noch Rhizomturionen, sondern vermehrt sich durch Segmentierung des oberirdischen Sprosses (CASPER & KRAUSCH 1981:666). Das Ähren-Tausendblatt ist nur im submersen Zustand wintergrün und mehrjährig. Dieser Umstand erklärt sein Vorkommen in Quellteichen, die sich nicht trockenlegen lassen, und in Winterungen, in denen es gemeinsam mit *Potamogeton crispus* und *Elodea canadensis* dichte Bestände aufbauen kann.

Basalgesellschaft der Potamogetonetea
Ausbildung des Gemeines Hornblattes
Tabelle 8, Spalten 14-19

Im Unterschied zu den beiden bereits beschriebenen, konkurrenzschwachen Ausbildungen der Basalgesellschaft stellt die Ausbildung von *Ceratophyllum demersum* insbesondere in nährstoffreichen Gewässern eine außerordentlich durchsetzungsfähige Gesellschaft dar.
Das Gemeine Hornblatt ist ausgesprochen schattentolerant und kann bei sehr trübem Wasser oder in der grundnahen Schicht anderer submersen Gesellschaften dichte Bestände aufbauen. Die vom Hornblatt dominierte Gesellschaft ist oft sehr artenarm. Lediglich Lemniden-Decken können sich a der Wasseroberfläche ausbreiten.

Das Gemeine Hornblatt vermehrt sich im nördlichen Mitteleuropa ausschließlich vegetativ. Blüten werden zwar häufig gebildet, die Wassertemperaturen reichen jedoch in der Regel nicht zur Fruchtbildung aus (CASPER & KRAUSCH 1981:480). Selbst in den wärmebegünstigtsten Teichen konnten keine *Ceratophyllum*-Samen gefunden werden. In gekalkten Gewässern ist der Sproß besonders spröde, so daß Bruchstücke leicht abbrechen und von Wasservögeln verbreitet werden können.
Ceratophyllum demersum ist nur sehr schwach im Substrat verankert und deckt seinen Nährstoffbedarf fast ausschließlich aus dem Wasser. In den Gewässern, die im Winter Wasser führen, sind die Pflanzen ausdauernd. Trockenlegung und Frosteinwirkung führen zu einer starken Dezimierung der Bestände, jedoch selten zu einer vollständigen Vernichtung, so daß die ungeschädigten Pflanzenteile den Grundstock für eine erneute Vermehrung im folgenden Frühling bilden.

Wie bereits im Zusammenhang mit der phänologischen Entwicklung des Potamogetonetum lucentis dargestellt wurde, entwickelt sich das wärmeliebende Hornblatt relativ spät und stellt im Herbst den letzten dominanten Besiedler dar. Da das Hornblatt wintergrün ist, genießt es im Frühling in dauerbespannten Gewässern einen entscheidenden Konkurrenzvorteil, weil seine Phytomasse das Aufkommen anderer Arten verhindert. Die *Ceratophyllum demersum*-Ausbildung der Basalgesellschaft bildet deshalb in brachliegenden Teichen das Endstadium der makrophytischen Vegetation. Durch seine hohe Phytomasseproduktion trägt das Hornblatt zur Sapropelbildung bei und beschleunigt somit die Einwanderung der Helophyten.
Da das *Ceratophyllum*-Stadium in nährstoffreichen Teichen bereits innerhalb einer Vegeta-

tionsperiode aus Beständen des Potamogetonetum lucentis hervorgehen kann, besteht zum Erhalt der floristischen Vielfalt in ihren Wuchsgewässern keine Alternative zur regelmäßigen Trockenlegung, insbesondere wenn eine radikale Drosselung der Nährstoffzufuhr nicht realisierbar ist.

Basalgesellschaft der Potamogetonetea
Ausbildung des Zarten Hornblattes
Tabelle 8, Spalten 20-21

Ceratophyllum submersum ist in den bewirtschafteten Teichen Schleswig-Holsteins sehr selten. Ein lokaler Verbreitungsschwerpunkt deutet sich im westlichen Kreis Plön im Bereich der TK 25 1827 Selent an, wo das Zarte Hornblatt in mehreren Gewässern vorkommt.
Nährstoff- und bicarbonatreiche, sommerwarme Teiche bieten dem Zarten Hornblatt prinzipiell günstige Entwicklungsbedingungen (vgl. PIETSCH 1985). Die allgemeine Seltenheit der Art in Schleswig-Holstein stellt jedoch eine schlecht überwindbare Einwanderungshürde dar.
Die geringe Anzahl der Bestände im Untersuchungsgebiet erlaubt keine Aussagen zur Ökologie der Art und zur Dynamik der Ausbildung der Basalgesellschaft.

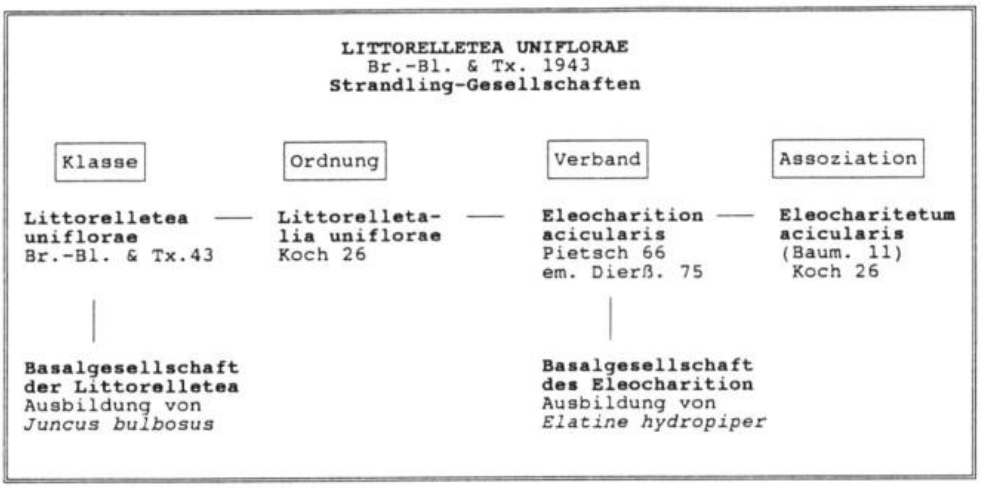
7.2.4. Littorelletea uniflorae Br.-Bl. & Tx. 1943
Strandling-Gesellschaften
Tabelle 9

Wie aus der folgenden Übersicht über die vorkommenden Einheiten der Littorelletea uniflorae deutlich wird, ist lediglich der eutraphentere Flügel der Klasse in den schleswig-holsteinischen Karpfenteichen vertreten.

Die drei charakteristischen Arten *Eleocharis acicularis*, *Elatine hydropiper* und *Juncus bulbosus* besitzen eine weite ökologische Amplitude und sind in der Lage, sich sowohl vollständig submers zu entwickeln, als auch ihren Lebenszyklus in der terrestrischen Phase zu vollenden. Jedoch werden auch diese Arten als konkurrenzschwach eingestuft und sind unter natürlichen Bedingungen nur an bedeutend nährstoffärmeren Standorten anzutreffen. Sie verdanken ihr Vorkommen in nährstoffreichen Teichen dem bewirtschaftungsbedingt wiederkehrenden Zusammenbruch der makrophytischen Vegetation, der kurzfristig konkurrenzfreie Räume schafft.

Die Landformen der Littorelletea-Arten können in der limosen und der terrestrischen Phase am Aufbau der Gesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea bufonii mit hohen Deckungswerten beteiligt sein, wie aus Tabelle 11 deutlich wird.

Übersicht über Strandling-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern



Eleocharitetum acicularis (Baum. 11) Koch 1926
Nadelsimsen-Gesellschaft
Tabelle 9, Spalten 1-15

Die Nadelsimsen-Gesellschaft kommt in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins und bei allen Nutzungen vor. Sie ist jedoch auf sandigem Substrat und bei Jungfischbesatz besser entwickelt. Die Nadelsimse bevorzugt eindeutig mineralische Böden und geht bei organischer Akkumulation schnell zurück. Die Nadelsimse ist deshalb auf eine regelmäßige Trockenlegung der Teiche angewiesen, die zum Abbau der organischen Substanz führt.
Entgegen einer verbreiteten Ansicht (vgl. DIERSSEN 1975:107, HEJNY 1960:240ff) ist für eine Massenentfaltung von *Eleocharis acicularis*-Rasen ein Trockenfallen der Wuchsorte im Sommerhalbjahr nicht zwingend. Die Nadelsimse kann den Deckungsgrad 5 auch in Gewässern erreichen, die nach Aussagen des Besitzers in den letzten 20 Jahren nie gesömmert wurden (vgl. Tab. 9, Spalte 1). Die von DIERSSEN 1975 (S. 108) hervorgehobene, drei- bis viermonatige Trockenzeit kann ebenso gut im Winter stattfinden, da ihre positive Wirkung vermutlich eher auf die Beeinflussung der Bodeneigenschaften als auf das Eintreten einer - ohnehin fakultativen - generativen Vermehrungsphase der Nadelsimsen zurückzuführen ist.
In Winterungen und Brutstreckteichen, die im Winter Wasser führen, ist *Eleocharis acicularis* wintergrün und bildet insbesondere bei höheren Trübungsgraden eine langgestreckte submerse Form, deren Halme bis zu 50 cm lang werden können. Bei der Trockenlegung im Frühling sterben die langen Halme ab und werden in der litoralen Phase durch kürzere fertile Triebe ersetzt. In den nur kurz bespannten und im Hochsommer trockenliegenden Teichen ist *Eleocharis acicularis* vermutlich einjährig (HEJNY 1960: 241, PIETSCH 1963:58). Als fakultativer Therophyt ist die Nadelsimse in der Lage, in Teichanlagen eine Vielzahl von Standorten mit unterschiedlichen Wasserführungsregimen zu besiedeln.
Dichte Nadelsimsen-Bestände sollen von Fischen gemieden werden, weshalb ihre Bekämpfung durch Branntkalk besonders in der älteren teichwirtschaftlichen Literatur empfohlen

wird (HOFMANN 1979:38). Die Maßnahme wird in Schleswig-Holstein jedoch nicht durchgeführt. Im Gegensatz zu dieser Ansicht wurde oft beobachtet, wie dreisömmerige Karpfen durch Gründeln Flächen von ca. 50 cm Durchmesser in *Eleocharis acicularis*-Teppichen freilegen, die anschließend meist von *Elatine hydropiper* oder von *Callitriche*-Arten besiedelt werden. Die Bestände sind deshalb ausgesprochen fleckig. Dieses charakteristische Muster kommt in schwach besetzten Abwachsteichen und den Brutstreckteichen vor, in denen einige K_3 zu den Jungfischen gesetzt werden, damit sie durch ihr Gründeln die Trübung erhöhen und somit eine zu starke Entwicklung von epipelischen Algen unterbinden (vgl. Kap. 5.1.3.1.). Bei dichterem Besatz mit älteren Fischen werden die Nadelsimsen-Bestände bereits im Frühsommer vernichtet.
Vergleichbare Verhältnisse sind aus nordamerikanischen Seen beschrieben worden, wo Fische in mehrjährigen Pflanzenbeständen Brutstellen freilegen, die nach dem Verlassen der Nester durch annuelle Makrophyten besiedelt werden. Bemerkenswerterweise tritt auch in Nordamerika eine *Elatine*-Art (*Elatine minima* Nutt.) als Pionierbesiedler in Dominanzbeständen von *Eleocharis acicularis* und weiteren, sich überwiegend durch Rhizome ausbreitenden Makrophyten auf (CARPENTER & McCREARY 1985). Obwohl andere Arten am Aufbau der Gesellschaften beteiligt sind, liegt hier eine vergleichbare Interaktion zwischen Fischpopulationen und Vegetation vor, die zur Herausbildung gleicher Bestandstrukturen führt.
Die von den Fischen herausgerissenen Nadelsimsen schwimmen auf und bilden an der Wasseroberfläche Matten, die gegen das Ufer getrieben werden. Dort können sie blühen und fruchten, wie auch von HEJNY 1960 (S. 240) beobachtet wurde. In lockeren Röhrichten können dadurch zweischichtige *Eleocharis acicularis*-Bestände aus einer zwischen den Schilfhalmen wurzelnden Schicht und einer schwimmenden Schicht ausgebildet sein.

Bei günstigen pedologischen Bedingungen kann die Nadelsimse dichte Bestände in der Grundschicht vieler Potamogetonetea-Gesellschaften bilden. Die durch *Eleocharis acicularis* besiedelten Gewässer sind entgegen der Beobachtung von VAHLE 1991 (S. 104) für niedersächsische Teiche keineswegs grundsätzlich makrophytenarm. Hohe Deckungswerte der Nadelsimse und der breitblättrigen Laichkräuter können durchaus gleichzeitig vorkommen (vgl. Tab. 9, Spalten 2, 4, 5).
Die Konkurrenz scheint für niedrigwüchsige *Characeae* und Laichkräuter wie *Potamogeton obtusifolius* durchgreifender zu sein. Diese beanspruchen denselben Wuchsort in der grundnahen Schicht und sind erst in lückigeren *Eleocharis acicularis*-Beständen stetig vertreten (vgl. Tab. 9, Spalten 6-7, 10-13). Gleiches gilt für *Elatine hydropiper*, die sich erst nach Beseitigung der Nadelsimse beispielsweise durch Fische ansiedeln kann (s. oben). Der Wasserpfeffer-Tännel ist jedoch schattentoleranter als die Nadelsimse und löst deshalb in genutzten Teichen *Eleocharis acicularis* meist ab einer Wassertiefe von 60 bis 80 cm ab.

Basalgesellschaft des Eleocharition acicularis
Ausbildung des Wasserpfeffer-Tännels
Tabelle 9, Spalten 16-24

In den untersuchten Gewässern konnte nur *Elatine hydropiper ssp. hydropiper* bei Bestimmung anhand reifer Früchte nachgewiesen werden. *Elatine hexandra* und *Elatine triandra* sollen zwar in Schleswig-Holstein nicht vorkommen (MIERWALD 1987:16). Jedoch kann

nicht ausgeschlossen werden, daß Arten dieser oft übersehenen Gattung, die nur anhand von Blüten- und Samenmerkmalen sicher zu unterscheiden sind, doch am Aufbau der meist in der untergetauchten Form im Zweiblattstadium angetroffenen Bestände beteiligt sind. Nach CASPER & KRAUSCH 1981 (S. 624) sollen die drei Arten häufig gemeinsam in einem "Rasen" vorkommen können.

Elatine hydropiper zählt zu den häufigsten Arten in den schleswig-holsteinischen Karpfenteichen (insgesamt in 32% aller Teichanlagen und 50% in der Altmoränenlandschaft). Der Wasserpfeffer-Tännel bildet selten Dominanzbestände aus, ist aber ein der stetigsten Begleiter in der Grundschicht vieler Potamogetonetea-Gesellschaften.
Der Wasserpfeffer-Tännel ist an periodisch überfluteten Ufern nährstoffärmerer Seen und langsam fließender Wasserläufe urwüchsig (HEGI in HEGI 1975, Bd. V/1:535) und wurde durch Eutrophierung und Flußregulierungsmaßnahmen aus seinen natürlichen Wuchsorten weitgehend verdrängt. Außerhalb der oligo- bis mesotrophen Seen kann *Elatine hydropiper* als Teichnutzungszeiger betrachtet werden. Die Art scheint in sämtlichen, nicht regelmäßig abgelassenen oder trockenfallenden Gewässern zu fehlen, so in den Kleingewässern Schleswig-Holsteins (CARSTENSEN 1955, MIERWALD 1988), in den Gewässern der Niederrheinischen Bucht (POTT 1980), in sekundären Kleingewässern in Nordwestdeutschland (PARDEY 1992), in den Oberschwäbischen Weihern und Seen (KONOLD 1987) sowie in den Fließ- und Stillgewässern Mittelhessens (ZIEMEK 1991) und den Talsperren des Bergischen Landes (GALUNDER 1988). In den genannten Untersuchungen erscheint der Wasserpfeffer-Tännel kein einziges Mal als Begleiter in den pflanzensoziologischen Tabellen oder in den Artenlisten. Bei den meisten der hier angeführten Arbeiten kann ausgeschlossen werden, daß die besonders in der Hydrophase unscheinbare Art übersehen wurde.
Elatine hydropiper ist dagegen häufig in der Fränkischen Teichlandschaft (FRANKE 1987) oder in den Niedersächsischen Fischteichen (VAHLE 1991). Der Wasserpfeffer-Tännel kommt ebenfalls in den Teichen der Oberpfalz (SCHROTT 1974), der Slowakischen Tiefebene (HEJNY 1960) und der Oberlausitz (PIETSCH 1963) vor. In Bayern galt die Art als ausgestorben, bevor sie 1983 in einigen Fischteichen wieder entdeckt wurde (TATARU 1984). Seitdem mehren sich Fundangaben aus ähnlichen Wuchsorten (ZANGE, MESSLINGER & ULLMANN 1986).
Die Art gilt in Schleswig-Holstein als stark gefährdet (MIERWALD 1990:27). Von wenigen Vorkommen in oligo- oder mesotrophen Seen abgesehen, ist ihr Erhalt im Landesgebiet unmittelbar vom Fortbestand der extensiven Karpfenteichwirtschaft abhängig.

Die submerse Form von *Elatine hydropiper* kommt bei fast allen Teichnutzungstypen vor. Die Art fehlt lediglich in dicht besetzten Abwachsteichen, in denen kaum submerse Arten existieren können. Im Unterschied zu *Eleocharis acicularis* gedeiht sie auch auf schluffig bis tonigen, überwiegend mineralischen Substraten. Bei starker organischer Akkumulation geht sie jedoch rasch zurück. Sie wird durch intensive Kalkung des Teichgrundes nicht beeinträchtigt.
Der Wasserpfeffer-Tännel ist in Konkurrenz gegen *Eleocharis acicularis* meist unterlegen und wird in tiefere Wasserbereiche ab 60 bis 80 cm abgedrängt. Da die submerse Form fertil ist, ist die Vermehrung der einjährigen Art gesichert. Die Samenbildung fällt jedoch insbesondere ab 40 cm Tiefe bedeutend schwächer als bei der Landform aus (HEGI in HEGI 1975, Bd. V/1:542). *Elatine hydropiper* ist deshalb auf stark schwankende Wasserstände oder auf gestörte, röhricht- und nadelsimsenfreie Uferabschnitte in der Seichtwasserzone

angewiesen, das heißt auf Bedingungen, die heute in natürlichen Gewässern selten erfüllt, für genutzte Teiche aber charakteristisch sind. An den im Laufe des Sommers allmählich trockenfallenden Flachufern kann sich *Elatine hydropiper* gegenüber den Landformen von *Ranunculus*-Arten und *Eleocharis acicularis* in der Regel nicht behaupten, da sie bereits in der Hydrophase im Flachwasserbereich nur schwach vertreten ist. Geschlossene Landformbestände des Wasserpfeffer-Tännels sind deshalb nur in Teichen zu beobachten, die im Hochsommer abgelassen werden.

Die Keimung erfolgt in der Hydrophase bereits zwei Wochen nach der Wiederbespannung im Frühling. So kann *Elatine hydropiper* schnell neue Freiräume besiedeln und füllt deshalb auch die von Karpfen freigelegten Flächen in Nadelsimsenrasen aus. Der Wasserpfeffer-Tännel ist ebenfalls in der Lage, die durch emportreibende epipelische Algen freigelegten Flächen einzunehmen. Die *Elatine*-Pflanzen werden oft selbst hochgerissen, doch reicht das Samenpotential im Boden offensichtlich aus, um mehrere Keimlinggenerationen innerhalb einer Vegetationsperiode hervorzubringen. Einzelne Jungpflanzen erscheinen nach und nach im Laufe des Sommers, was vermutlich darauf zurückzuführen, daß gründelnde Fische immer wieder neue Samen aufwirbeln, die erst unter Lichteinwirkung keimen können. Die Lichtbedürftigkeit der Keimung würde ferner erklären, weshalb die Art bei rascher Sedimentation zurückgeht.

Basalgesellschaft der Littorelletea
Ausbildung der Zwiebel-Binse
Tabelle 9, Spalten 25-31

Juncus bulbosus ist in bewirtschafteten Teichen bedeutend seltener als die beiden bereits besprochenen Littorelletea-Arten.
Die Zwiebel-Binse wächst vornehmlich an offenen Flachuferabschnitten auf sandigen und torfhaltigen Substraten. Sie kommt in erster Linie an sehr extensiv genutzten oder stillgelegten, dystrophen Waldteichen vor, die zum Aufhalten der Verlandung gelegentlich abgelassen werden und keinen sonstigen Bewirtschaftungsmaßnahmen unterliegen. Viele der Gewässer werden durch Quellwasser gespeist. Die Wuchsorte in Schleswig-Holstein konzentrieren sich in der Altmoränenlandschaft und entsprechen sehr gut den von FRANKE 1987 für das Fränkische Teichgebiet beschriebenen *Juncus bulbosus*-Standorten (FRANKE 1987:106).
Juncus bulbosus bildet zwei Wuchsformen: eine vollständig submerse Form, die auf dem Gewässergrund wurzelt und eine schwimmende Form, die sich vom Ufer an der Wasseroberfläche ausbreitet (in Tab. 9 durch (*) gekennzeichnet). Die zweite Wuchsform dominiert bei starker organischer Akkumulation im Gewässer.
Juncus bulbosus wird auffällig stark von epiphytischen Algen umhüllt, während andere Makrophyten kaum Spuren von Algenbewuchs zeigen. Nach neueren Untersuchungen ist dieses nicht als Anzeichen für eine dauerhaft fehlende Vitalität der Bestände zu deuten, sondern entspricht einer Verlangsamung des Wachstums der Zwiebel-Binse im Hochsommer, die durch den geringeren CO_2-Gehalt des Wassers bei höheren Temperaturen verursacht wird. *Juncus bulbosus* weist bei tiefen Temperaturen im Frühling (ab +4°C) eine stark positive photosynthetische Bilanz. Die Hauptwachstumsphase findet im Frühling statt, so daß die Pflanzen den für sie "dunklen" Sommer nur überdauern müssen (SVEDÄNG 1990).
Als ausschließlicher CO_2-Assimilator dürfte *Juncus bulbosus* in phytoplanktonreichen Tei-

chen grundsätzlich ungünstige Bedingungen vorfinden. Dadurch läßt sich die Dominanz der Schwimmdeckenform, die vom Gehalt des Wassers an freiem Kohlendioxid wenig oder nicht betroffen sein dürfte, in den untersuchten Gewässern erklären.

Als Begleiter treten *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton natans*, *Nitella flexilis* und *Sparganium emersum* auf.
Die *Juncus bulbosus*-Ausbildung der Littorelletea-Basalgesellschaft gehört zu den Gesellschaften, die unter Bewirtschaftung äußerst selten sind sich erst nach Aufgabe der Teichnutzung in zu Versauerung neigenden Gewässern entwickeln können.

7.2.5. **Bidentetea tripartitae** Tx. & al. ap. Tx. 50
Zweizahn-Spülsaumfluren

Tabelle 10

Übersicht über Zweizahn-Spülsaumfluren in den untersuchten Gewässern

BIDENTETEA TRIPARTITAE
Tx. & al. ap. Tx. 50
Zweizahn-Spülsaumgesellschaften

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Bidentetea tripartitae Tx. & al. ap. Tx. 50	**Bidentetalia tripartitae** Br.-Bl. & Tx. 43	**Bidention tripartitae** Nordhagen 40	**Bidenti-Polygonetum hydropiperis** Koch 26 emend. Lohm. ap. Tx. 50
			Alopecuretum aequalis (Soo 27) Burrichter 60 ap. Müller 74
			Ranunculetum sceleratis (Miljan 33) Tx. 50 emend. 79
			Bidenti-Rumicetum maritimi (Miljan 33) Tx. 79
		Basalgesellschaft des Bidention Ausbildung von *Bidens cernua*	

Der Bespannungsrhythmus und die Ufermorphologie stehen einer optimalen Ausbildung der Zweizahn-Spülsaumgesellschaften in den untersuchten Teichen entgegen.
Mit Ausnahme des Alopecuretum aequalis stammen die aufgenommenen Bestände überwiegend von Flachuferabschnitten, die im Spätsommer trockenfallen und meist beweidet werden. An Steilufern fehlen geeignete Standorte.
Auf abgelassenen Teichgründen breiten sich zunächst Zwergbinsen-Bestände aus, die erst in der zweiten Augusthälfte allmählich von Zweizahnfluren durchsetzt werden. Spätestens Anfang September werden die gesömmerten Teiche jedoch wieder bespannt, so daß die

Zweizahnfluren durch den Wasseranstieg vernichtet werden. In den untersuchten Gewässern sind deshalb lediglich ihre Anfangsstadien anzutreffen.

Im Unterschied zu natürlichen Gewässern wird bei gesömmerten Teichgründen die gesamte Teichfläche binnen weniger Tage besiedelbar, so daß es nicht zur Ausbildung einer durch das allmähliche Abfallen des Wasserspiegels bedingten Zonierung kommt. Aufgrund der Simultanbesiedlung des gesamten Teichbodens entwickeln sich nur schwach differenzierte Gesellschaftsfragmente. Die einzelnen Pflanzen sind bei niedrigen Gesamtdeckungswerten mehr oder weniger gleichmäßig auf dem gesamten Teichboden verteilt.

Bidenti-Polygonetum hydropiperis Koch 26 emend. Lohm. ap. Tx. 50
Pfefferknöterich-Zweizahn-Gesellschaft
Tabelle 10, Spalten 1-12

Die Vorkommen der Gesellschaft verteilen sich auf zwei Standorttypen.

Pfefferknöterich-Zweizahn-Bestände können auf abgelassenen Teichgründen bei ausreichend langer Sömmerung als Folgeglied der Sukzession Zwergbinsenfluren ablösen. Flutrasen-Arten wie *Alopecurus geniculatus* breiten sich meist jedoch schneller aus und leiten eine Entwicklung zu artenarmen Agropyro-Rumicion-Gesellschaften ein (vgl. Tabelle 10, Spalten 2 und 4).
Beim Überstauen der Bestände im Spätsommer vermag *Polygonum hydropiper* als einzige Bidention-Art durch sein Streckenwachstum dem Wasseranstieg bis ca. 60 cm Schritt zu halten. Der Pfeffer-Knöterich bringt unter solchen Bedingungen eine auffällige Blüte mit Samenbildung hervor und geht nach zwei Wochen ein. Das gleiche Verhalten wurde bei *Epilobium tetragonum* beobachtet und erklärt vermutlich die Häufigkeit des Vierkantigen Weidenröschens auf abgelassenen Teichgründen. *Rumex maritimus* ist in solchen Beständen nicht am Aufbau der Gesellschaft beteiligt.

Die Pfefferknöterich-Zweizahn-Gesellschaft kommt ferner an beweideten Ufersäumen der Abwachsteichen in der Jungmoränenlandschaft vor. Die Bestände sind durch das stete Auftreten von *Rumex maritimus* charakterisiert (vgl. Tab. 10, Spalten 9-12). Eine starke Trittbelastung durch Weidetiere, die Lücken in die dichten Flutrasen reißt, fördert die Gesellschaftsentwicklung.
Auf stark sandigem Substrat ist die nitrophile Gesellschaft auf angespültes, sich zersetzendes Material angewiesen, das nach den ersten Spätsommerstürmen in großen Mengen anfällt und sich aus Lemniden-Decken und abgerissenen Makrophyten zusammensetzt. Auf nährstoffarmen Substraten kommt die Gesellschaft deshalb nur an Akkumulationsufern vor.

Alopecuretum aequalis (Soo 27) Burrichter 60 ap. Müller 74
Gesellschaft des Rotgelben Fuchsschwanzes
Tabelle 10, Spalten 13-23

Die Gesellschaft des Rotgelben Fuchsschwanzes entwickelt sich in den schleswig-holsteinischen Karpfenteichen vornehmlich auf leicht humosem und carbonathaltigem Sand.

Alopecurus aequalis zählt zu den ersten Bidention-Arten, die nach der Trockenlegung erscheinen, was die teilweise hohen Deckungsanteile der Landformen von Wasserhahnenfuß- und Wassersternarten sowie von Nadelsimsen und Kröten-Binsen in den Aufnahmen erklärt. Die Beteiligung der Bidentetea-Arten an der Gesamtdeckung ist meist gering. Während verschiedene Assoziationscharakterarten des Bidention häufig vertreten sind (vgl. Tab. 10, Spalten 17-23), sind die kennzeichnenden Arten des Verbands und der Klasse in den Beständen kaum vertreten. Das sandige Substrat trocknet vermutlich so schnell aus, daß die Bodenfeuchtigkeit für die Entwicklung der Keimlinge dieser Arten nicht mehr ausreicht. Bezeichnenderweise siedeln sich kurz nach der Trockenlegung terrestrische Pioniere wie *Poa annua*, *Tripleurospermum inodorum* oder *Senecio vulgaris* an, die die nachfolgende Entwicklung zu lockeren, ruderalen Einjährigen-Gesellschaften einleiten. Eine Sukzession zu Flutrasen oder zu dichten *Bidens*-Beständen konnte nirgends festgestellt werden.

In den untersuchten Gewässern entspricht das Verhalten des Alopecuretum aequalis demjenigen einer Zwergbinsen-Gesellschaft. Es breitet sich als Folgestadium von Landformbeständen submerser Arten auf trockenfallende, sandige Substrate aus, auf denen die Kröten-Binse weniger konkurrenzkräfig ist (vgl. Kap. 7.2.6.), und besiedelt potentielle Wuchsorte des in Schleswig-Holstein ausgestorbenen Cyperetum flavescentis Koch 26 ex Aichinger 33 (vgl. DIERSSEN et al. 1988:30).

Ranunculetum scelerati (Miljan 33) Tx. 50 emend. 79
Gifthahnenfuß-Gesellschaft
Tabelle 10

Bidenti-Rumicetum maritimi (Miljan 33) Tx. 79
Strandampfer-Flur
Tabelle 10

Die Gifthahnenfuß-Gesellschaft und die Strandampfer-Flur bilden in den untersuchten Teichen keine selbständigen Bestände. Ihre Kennarten sind mit geringen Deckungsanteilen am Aufbau der beiden bereits beschriebenen Bidention-Gesellschaften beteiligt.
In Durchdringung mit dem Bidenti-Polygonetum hydropiperis treten die beiden Gesellschaften überwiegend an beweideten Flachufern der Teiche des Östlichen Hügellandes auf.
Sie kommen ferner auf abgelassenen Teichgründen als Lückenbüßer in offenen Beständen des Alopecuretum aequalis vor. Die Pflanzen sind hier jedoch wenig vital und entwickeln sich auf lehmigeren Böden deutlich besser.

Basalgesellschaft des Bidention
Ausbildung des Nickenden Zweizahns
Tabelle 10, Spalten 25-26

Der Nickende Zweizahn kann gelegentlich artenarme Dominanzbestände bilden. Bezeichnenderweise wurden die wenigen angetroffenen Bestände an kleinen stillgelegten Teichen gefunden. Diese besitzen bezüglich ihres Wasserhaushaltes große Ähnlichkeiten mit Kleingewässern, an denen Zweizahn-Fluren sehr verbreitet sind (vgl. MIERWALD 1988:122).

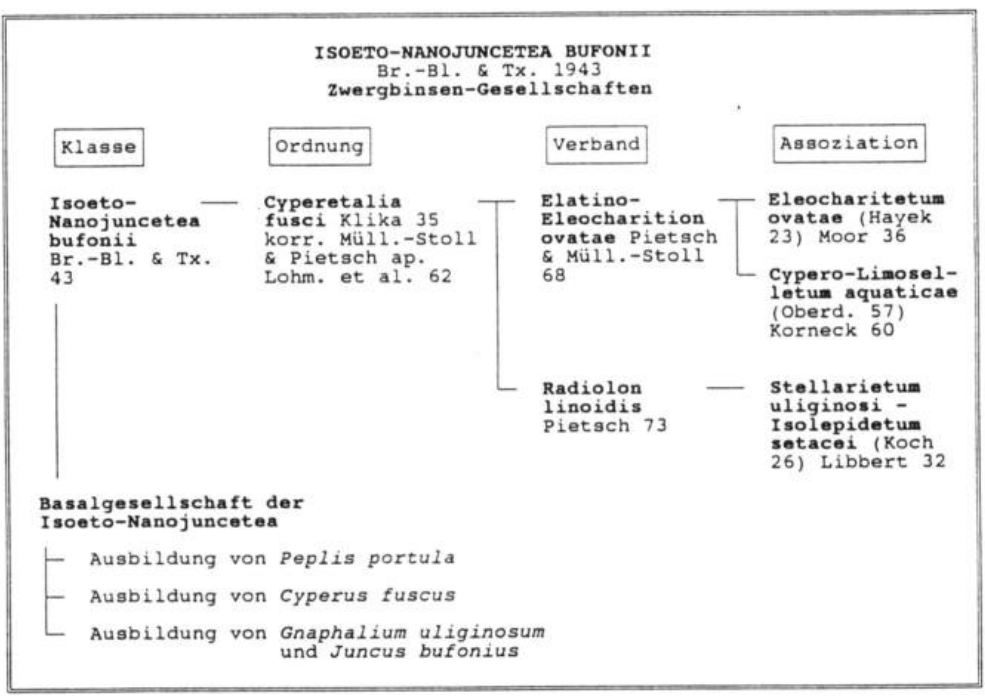
Die Früchte von *Bidens cernua* können bei Jungfischen tödliche Verletzungen hervorrufen (HECKMAN 1981). Da die Art in Teichwirtschaften, die sich auf Satzfischproduktion spezialisiert haben, keine geeigneten Wuchsorte finden, erübrigen sich Bekämpfungsmaßnahmen.

7.2.6. Isoeto-Nanojuncetea bufonii Br.-Bl. & Tx. 43
Zwergbinsen-Gesellschaften

Tabelle 11

In der Klasse Isoeto-Nanojuncetea bufonii werden unbeständige Gesellschaften zusammengefaßt, die überwiegend aus konkurrenzschwachen, therophytischen Arten aufgebaut werden. Sie benötigen wechselfeuchte Standorte, die im Sommerhalbjahr langsam trocken fallen. Sie gelten als charakteristisch für Teichgründe und werden deshalb auch Teichboden-Gesellschaften genannt.
Die Mehrzahl der aufbauenden Arten kommen an nährstoffärmeren Standorten vor und werden mit den höchsten Gefährdungsgraden in der Roten der Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins geführt (vgl. MIERWALD 1990).

Übersicht über Zwergbinsen-Gesellschaften in den untersuchten Gewässern



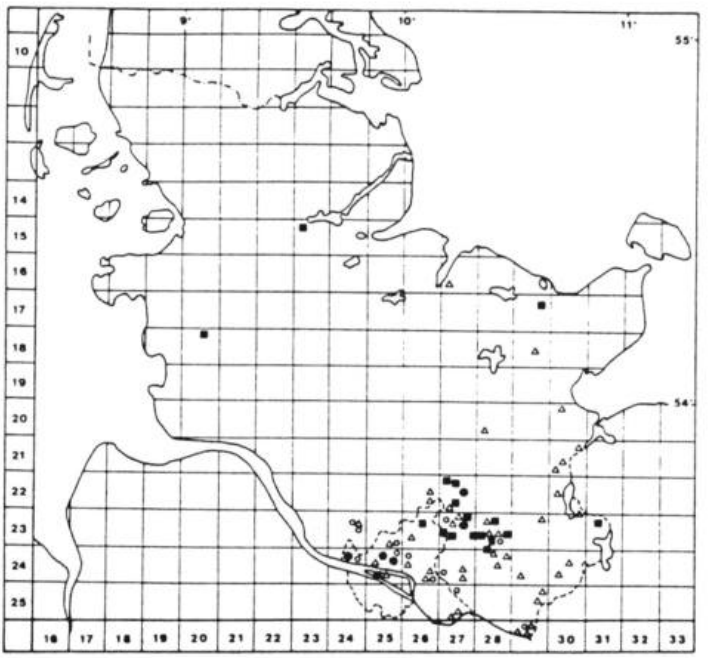
Die Zwergbinsen-Gesellschaften sind in den schleswig-holsteinischen Teichen nicht häufig meist in arten- und individuenarmen Ausbildungen anzutreffen. Besonders auffällig ist das Fehlen der für die verschiedenen Gesellschaften charakteristischen Bryophyten der Gattung

Riccia, die lediglich im ausgesprochen warmen und trockenen Frühsommer 1992 sporadisch auftraten. Um abzuschätzen, ob es sich dabei um eine neuartige Entwicklung oder um eine für Schleswig-Holstein charakteristische Erscheinung handelt, wurde versucht, die frühere Verbreitung der kennzeichnenden Sippen zu rekonstruieren.

Das Verbreitungsbild um die Jahrhundertwende

Durch Auswertung der Fundortkartei der Landesstelle für Vegetationskunde am Botanischen Institut der Universität Kiel, die Fundortangaben seltener Pflanzen seit Beginn der floristischen Kartierung in Schleswig-Holstein zusammengeträgt, konnte das Verbreitungsbild der charakteristischen Sippen der Klasse um die Jahrhundertswende rekonstruiert werden.

Abb. 11: Verbreitung von vier ausgewählten Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften um die Jahrhundertswende in Schleswig-Holstein und Hamburg
(nach RAABE, BROCKMANN & DIERSSEN 1982 und Fundortkartei der Landesstelle für Vegetationskunde - Universität Kiel)



●: *Carex bohemica*
■: *Eleocharis ovata*
○: *Cyperus flavescens*
△: *Cyperus fuscus*

Es zeichnet sich eine deutliche Häufung der Fundorte im Südosten des Landes und in Elbnähe ab (vgl. Abb. 11). Das Elbgebiet stellte in der Naturlandschaft das wichtigste Ausbreitungszentrum für die Arten der Isoeto-Nanojuncetea dar, die in den Auen der Tieflandströme

als urwüchsig gelten. Schleswig-Holstein besitzt keine weiteren Ströme, die diese Rolle hätten übernehmen können, so daß viele der Arten im Norden und im Westen des Landes- auch in einem naturnahen Landschaftszustand vermutlich selten waren.

Lediglich ein Fünftel sämtlicher Fundorte läßt sich mit einiger Sicherheit mit Fischteichen in Verbindung bringen . Die Mehrzahl der Angaben stammt aus den Ufersäumen der Elbe und ihrer Zuflüsse sowie vereinzelt aus feuchten Stellen im Ackerland und an sandigen Wegrändern.
Da die Teichwirtschaft in Schleswig-Holstein um die Jahrhundertswende wieder am Aufleben begriffen war (vgl. Kap. 3.1.), ist dieses Verbreitungsbild nicht so sehr auf eine grundsätzliche Teichknappheit als auf ein ungünstiges Nutzungsmuster zurückzuführen. Die Karpfenproduktion beschränkte sich in Schleswig-Holstein zu dieser Zeit im wesentlichen auf die Abwachsnutzung, so daß die Mehrzahl der Gewässer während des Sommers bespannt blieben. Sömmerung fand nur sporadisch statt, wenn sie durch defekte Mönche herbeigeführt wurde oder im Rahmen von Baumaßnahmen notwendig war. Solange die charakteristischen Arten in der umliegenden Landschaft vorhanden waren, konnte jedoch bei Eintritt günstiger Bedingungen eine Besiedlung der Teichflächen stattfinden. Da die Diasporen im Teichboden mindestens mehrere Jahrzehnte keimfähig bleiben, ruhten sie als Potential in den Gewässern, die sich in der Nähe der natürlichen Vorkommen im Südosten des Landes befanden.
Günstige Bedingungen zur Entwicklung von Zwergbinsen-Gesellschaften dürften jedoch aufgrund des ozeanischen Klimas in Schleswig-Holstein seltener als in kontinentaleren Gebieten eingetreten sein. Selbst bei nur schwach technisierter Teichnutzung kam es wegen des gleichmäßigen Niederschlagsangebotes zu einem geringeren sommerlichen Absinken der Wasserstände als in den Teichlandschaften Ost- und Südwestdeutschlands, aus denen die Zwergbinsen-Gesellschaften zuerst beschrieben wurden (vgl. PHILIPPI 1968, PIETSCH 1973). Da der Anteil der Grundwasserspeisung an der Wasserversorgung - wie heute - vergleichsweise hoch war, führten auch niederschlagsarme Phasen in der Regel nicht zum vollständigen Trockenfallen der Teiche.
Da eine sporadische Ausbildung der Gesellschaften auch ihre potentielle Expansion im Raum verlangsamt, dürften sich Zwergbinsen-Gesellschaften in Schleswig-Holstein auch bei einer früheren extensiveren Nutzung weniger häufig und seltener optimal entwickelt haben als in kontinentaleren Gebieten.

Das heutige Verbreitungsbild

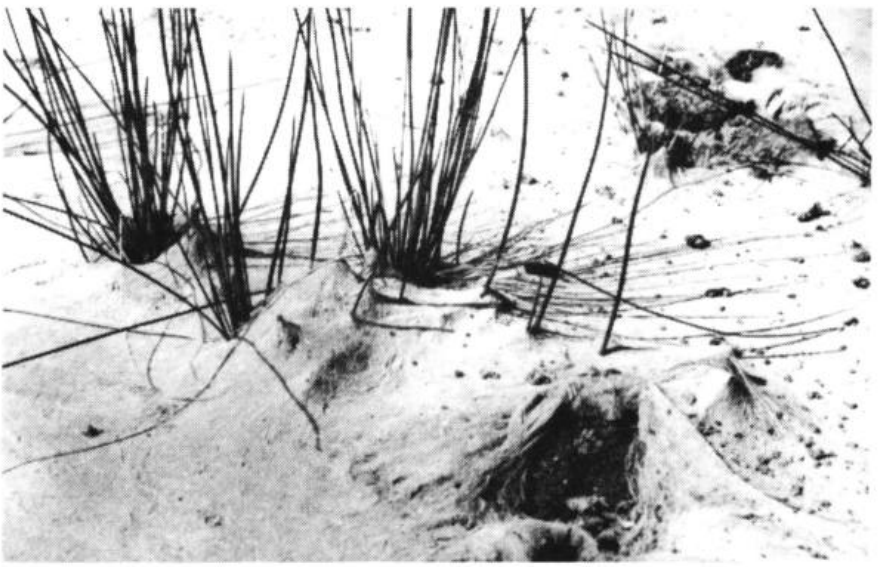
Die standörtlichen Voraussetzungen zur Entwicklung von Zwergbinsen-Gesellschaften sind in den modernen extensiven Teichanlagen prinzipiell günstiger als bei dominierender traditioneller Abwachsnutzung, da im Unterschied zur traditionellen Nutzung die moderne Teichwirtschaft mit den Laich- und Vorsteckteichen über Gewässer verfügt, die im Sommerhalbjahr regelmäßig abgelassen werden.

Die Laichteiche werden nur wenige Wochen im Spätfrühling bespannt (vgl. Kap. 4.2.3.1.), so daß sich hier in der Regel Flutrasen aus *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* ansiedeln, in denen typische Amphiphyten wie *Alisma plantago-aquatica*, *Rorippa amphibia* und *Lysimachia nummularia* vorkommen können. Die Bespannungszeit ist insgesamt zu kurz, um die von den Arten der Isoeto-Nanojuncetea benötigten freien Flächen zu schaffen. Bleiben die Laichteiche jedoch länger bespannt, um eine Verunkrautung mit rein terrestrischen,

nicht überstauverträglichen Arten zu verhindern, dann können beim Ablassen günstige Bedingungen zur Entwicklung von Zwergbinsen-Gesellschaften vorhanden sein.

Die Brutstreck- und Vorstreckteiche beherbergen in der Hydrophase je nach Substratbeschaffenheit und Nährstoffversorgung *Callitriche-*, *Ranunculus-* und *Eleocharis acicularis*-Bestände (vgl. Kap. 7.2.4.) bzw. *Potamogeton panormitanus*- und Fadenalgen-Matten (vgl. Kap. 7.2.3.3.). Letztere bilden beim Austrocknen zähe, pergamentartige Überzüge, die sich bei trockener Witterung so langsam zersetzen, daß sie jegliche Vegetationsentwicklung in der restlichen Vegetationsperiode unterdrücken (vgl. Abb. 12). Bei raschem Abbau der Algenschicht entwickeln sich dagegen nitrophile Bidention-Gesellschaften oder ruderale Mischbestände, die durch *Rumex*- und *Chenopodium*-Arten dominiert werden.
Eine lange limose Phase ist deshalb eine wichtige Voraussetzung zur Entwicklung der meisten Arten der Klasse (HEJNY 1960:238, KORNECK 1960:104). Da die Teichgründe der Vorstreckteiche überwiegend sandig sind, trocknen die Böden rasch aus. Dieser Vorgang wird durch Entwässerungsgräben auf dem Teichgrund unterstützt. Die zunehmende Tieferlegung der Gräben stellt eine der wesentlichen Ursachen für den Rückgang der Teichboden-Gesellschaft dar (W. PIETSCH 1992, mündliche Mitteilung).

Abb. 12: ausgetrocknete epipelische Algenwatten mit *Eleocharis palustris*-Pflanzen



Das Fehlen der Arten der Isoeto-Nanojuncetea in den Vorstreckteichen Schleswig-Holsteins ist wahrscheinlich auch darauf zurückzuführen, daß sie überwiegend in den Altmoränengebieten angelegt wurden, in denen die Diasporen der aufbauenden Arten nicht in Teichnähe verfügbar waren (vgl. Abb. 11).
Nur Arten mit großer ökologischer Amplitude wie *Juncus bufonius* oder *Gnaphalium uliginosum* sind häufig vertreten, während die Charakterarten des Verbands oder selbst der Klasse bedeutend seltener sind. In den meisten Fällen sind die angetroffenen Bestände als Gesellschaftsfragmente anzusprechen, die mit nur wenigen Pflanzenindividuen als Lückenbesiedler auftreten.

Die Mehrzahl der früheren Fundorte ist heute erloschen. Viele von ihnen liegen im heutigen Stadtgebiet von Hamburg oder in stark zersiedelten Bereichen des Hamburger Umlandes (vgl. Abb. 11). Andere Gewässer wurden abgelassen oder ihre Eigenschaften grundlegend verändert. An den wenigen Fundorten, an denen die Teichwirtschaft bis heute fortgeführt wurde, konnten einige der seltenen Arten bei gezielter Nachkartierung im Sommer 1992 wieder gefunden werden.

Eleocharitetum ovatae (Hayek 23) Moor 36
Teichried-Gesellschaft
Tabelle 11, Spalten 1-4

Fragmentarisch ausbildete Bestände der Teichried-Gesellschaft konnten nur an drei Fundorten im südöstlichen Holstein festgestellt werden, wo die Charakterarten der Gesellschaft *Eleocharis ovata* und *Carex bohemica* ihre im Laufe der letzten Jahrzehnte stark zusammengeschrumpften Verbreitungsschwerpunkte besitzen (RAABE 1987: *Carex bohemica*: S. 592 und *Elocharis ovata:* S. 577). Beide Arten werden in Schleswig-Holstein als vom Aussterben bedroht eingestuft (MIERWALD 1990).
Von den Charakterarten ist nur die Eiköpfige Sumpfsimse vertreten. Die Zypergras-Segge fehlt an allen Fundorten. An ihrem letzten bekannten Wuchsort in Schleswig-Holstein im Jersbeker Neuen Teich (TK 25 2227 Bargteheide) wurde die Stauvorrichtung vor wenigen Jahren zugemauert, so daß *Carex bohemica* hier keine Entwicklungsmöglichkeiten mehr vorfindet.

Am östlichen Ende des Mönchteiches bei Trittau (TK 25 2328 Trittau) wuchs *Eleocharis ovata* in den Sommer 1991 und 1992 auf tiefem und stark humosen Schlamm in einem lockeren *Phragmites*-Röhricht (vgl. Tab. 11, Spalte 3). Der Fundort ist weniger durch die benachbarte Badestelle als durch die zur Zeit ungehinderte Ausbreitung des Schilfes unmittelbar bedroht. Das Gewässer wird teichwirtschaftlich extensiv genutzt und nur episodisch gekalkt.
Im Ausgust 1992 entwickelte eine üppige *Eleocharis ovata*- und *Cyperus fuscus*-Flur auf dem stark humosen Grund eines Waldteiches im NSG Hahnheide (TK 25 2328 Trittau), der wegen eines defekten Mönches kurzfristig abgelaufen war (vgl. Tab. 11, Spalten 1-2). Dieses unbeabsichtigte Ablaufen des Teiches im Hochsommer dürfte den Entwicklungsbedingungen der Gesellschaft bei traditioneller Teichnutzung entsprechen (s. oben).
Das dritte Vorkommen der Gesellschaft liegt in einer Teichanlage bei Timmerhorn (TK 25 2227 Bargteheide) (vgl. Tab. 11, Spalte 4). In einen Laichteich, dessen Grund durch

Druckwasser aus benachbarten bespannten Teichen feucht gehalten wurde, hatte sich im Sommer 1991 auf ausgesprochen sandigem Substrat ein lockerer Bestand der Eiköpfigen Sumpfsimse entwickelt.
Die an den drei Fundorten stark voneinander abweichenden Bodenverhältnisse belegen, daß die Gesellschaft, die in voller Entfaltung sowohl auf sandigem Boden (PIETSCH 1963:5) als auch auf wassergesättigem Torf (HEJNY 1960:239) beschrieben wurde, keine speziellen Ansprüche an das Substrat stellt.

Bei den drei Teichanlagen handelt es sich um altbekannte Fundorte von *Eleocharis ovata* und *Cyperus fuscus*. Der Fundort in der Hahnheide galt seit langem als erloschen. Die Regeneration der Gesellschaft beim Wiedereintreten von günstigen Bedingungen beweist das langfristige Überdauerungsvermögen der Diasporen. Es erscheint daher erfolgversprechend, gezielte Restaurationsversuche an ehemaligen Fundorten der Gesellschaft zu unternehmen.

Cypero-Limoselletum aquaticae (Oberd. 57) Korneck 60
Schlammling-Gesellschaft
Tabelle 11, Spalten 5-6

Der Schlammling *Limosella aquatica* konnte nur an zwei Gewässern nachgewiesen werden.
In der Teichanlage Waldhütten auf der Hohenwestedter Geest (TK 25 1924 Hennstedt) fiel 1991 bereits Anfang Juni ein meterbreiter humoser Ufersaum trocken, auf dem sich der Schlammling in den Lücken zwischen Landformen des Haarblättrigen Wasserhahnenfußes ausbreitete. Bereits anderthalb Wochen später war der Wuchsort von einem dichten Flutrasen überzogen. Es ist deshalb nicht auszuschließen, daß der Schlammling in weiteren schleswig-holsteinischen Teichanlagen vorkommt und aufgrund seines flüchtigen Auftretens unerfaßt blieb.
Der zweite Fundort auf einem abgelassenen Teichgrund in der Langenhorner Heide (TK 25 1319 Bredstedt) zeigt den charakteristischen Übergang von einer durch *Eleocharis acicularis* und *Elatine hydropiper* dominierte submersen Vegetation zum nächsten Entwicklungsstadium, das sich durch *Alopecurus aequalis* bereits ankündigt (vgl. Tab. 11, Spalte 5).

Stellarieto uliginosi-Isolepidetum setacei (Koch 26) Libbert 32
Borstenbinsen-Gesellschaft
Tabelle 11, Spalten 7-9

Die Borstenbinsen-Gesellschaft kommt in Teichanlagen relativ häufig, allerdings oft außerhalb der Teiche in Fahrspuren an Teicheinfahrten vor oder tritt dort auf, wo Erdarbeiten durchgeführt wurden. Dieses zeigt, daß die Diasporen von *Isolepis setacea* noch in der Samenbank vorhanden sind und daß die aktuelle Bewirtschaftung die Entwicklung der Gesellschaft in den Gewässern unterbindet.

Die drei in Tabelle 11 angeführten Aufnahmen dokumentieren die einzigen auf Teichgründen festgestellten Bestände, die alle auf sehr humusarmem, sandigem Substrat entwickelt waren.
Die Aufnahme in Spalte 7 stammt aus einem nassen, von Weidetieren zertretenen Ufersaum. An den Abschnitten mit geringer Trittbelastung war ein *Agrostis stolonifera*-Flutrasen ausge-

bildet, während sich an den kahl getretenen Stellen ein lückiger *Isolepis setacea*-Rasen ausgebreitet hatte.
Bei der Aufnahme in Spalte 9 handelt es sich um ein Gewässer, das kurzfristig trockengelegt wurde, um eine neue Teichzufahrt anzulegen. An den aufgerissenen Stellen des Teichgrundes hatte sich ein dichter Bestand der Borstenbinse entwickelt, während die restliche Fläche durch eine eingetrocknete Algenschicht überzogen war.
Der dritte Fundort (Spalte 8) stellt ebenfalls eine für Teiche untypische Situation dar. Die gesamte Teichanlage lag seit einem Jahr brach, wobei einige Gewässer vor der Bewirtschaftungsaufgabe abgelassen wurden. Niederschlagswasser hatte sich an den tiefsten Stellen zu Pfützen gesammelt, die durch ausgedehnte, lockere, von *Isolepis setacea* dominierte Bestände umkranzt waren.
Wie aus der Beschreibung der Fundorte hervorgeht, kann sich die Borstenbinsen-Gesellschaft nur in Ausnahmesituationen in genutzten Fischteichen entwickeln. Da das Samenpotential in den Teichböden und in ihrem Umfeld vorhanden zu sein scheint, könnte die Gesellschaft bei entsprechenden Begleitmaßnahmen regenerierbar sein.

Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea bufonii
Ausbildung des Sumpfquendels
Tabelle 11, Spalten 10-12

Ausgedehnte Bestände des Sumpfquendels *Peplis portula* wurden nur in einer Teichanlage bei Kiel (Kasseteiche, TK 25 1627 Heikendorf) gefunden. Dort kam die Art im Sommer 1991 auf einem trockengefallenen, extensiv beweideten Ufersaum auf sandigem Substrat auf. Sie breitete sich in einem lückigen Bestand aus Landformen von *Eleocharis acicularis* und *Alisma gramineum* aus. Die Wuchsorte werden jedes Jahr gekalkt, was den Angaben zur Ökologie der Art durch OBERDORFER 1977 (S. 173) und HEJNY 1960 (S. 126) widerspricht. Das Aufkommen des *Peplis portula*-Bestandes im Jahre 1991, der 1990 fehlte und 1992 nicht wieder auftrat, belegt das für Klasse bezeichnende unstete Auftreten der Gesellschaft (PIETSCH & MÜLLER-STOLL 1974:56).

Im Unterschied zu den meisten anderen Arten der Klasse kann der Sumpfquendel bereits unter Wasser keimen und tritt vereinzelt als Begleiter in Gesellschaften auf, die von *Elatine hydropiper* und *Eleocharis acicularis* beherrscht werden. Der in Spalte 11 dokumentierte Bestand wird durch Landformen von submersen Arten dominiert. In den nachfolgenden Wochen keimten in der limosen Phase keine neuen Sumpfquendel-Pflanzen. Die Dynamik des Bestandes zeigt somit größere Ähnlichkeiten mit dem Eleocharitetum acicularis als mit den Gesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea.

Als Besonderheit ist die Vergesellschaftung der Sumpfquendel-Bestände in der Langenhorner Heide (vgl. Tab. 11, Spalte 11) mit der seltenen Moosgesellschaft Riccio-Physcomitrelletum patentis Allorge ex Hübschmann 57 hervorzuheben. Die Sternlebermoos-Kleinblasenmützenmoos-Gesellschaft gilt als charakteristisch für kürzlich trockengefallenen Schlammflächen (DREHWALD & PREISING 1991:154).

Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea bufonii
Ausbildung des Braunen Zypergrases
Tabelle 11, Spalten 13-15

Das Braune Zypergras *Cyperus fuscus* trat mit den weiteren Klassencharakterarten *Juncus bufonius* und *Gnaphalium uliginosum* in zwei Teichanlagen des südlichen Holsteins gemeinsam auf. Die Fundorte wurden bereits bei der Besprechung des Stellarietum uliginosi-Isolepidetum setacei (Spalte 7) und des Eleocharitetum ovatae (Spalten 2 und 4) vorgestellt.
Die Vorkommen von *Cyperus fuscus* scheinen sich auf offene Stellen mit feuchtem, humusarmem, sandigem Substrat zu beschränken. Somit besitzt das Braune Zypergras eine bedeutend engere ökologische Amplitude als die beiden gemeinsam mit ihm auftretenden Klassencharakterarten.

Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea bufonii
Ausbildung der Kröten-Binse und des Sumpf-Ruhrkrautes
Tabelle 11, Spalten 16-23

Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Einheiten der Isoeto-Nanojuncetea handelt es sich bei der *Juncus bufonius*- und *Gnaphalium uliginosum*-Ausbildung der Basalgesellschaft um eine sehr weit verbreitete Gesellschaft, die sowohl mineralische wie stark humose Substrate besiedelt.
Die Häufung der Fundorte dieser Gesellschaft in der Altmoränenlandschaft ergibt sich aus dem regionalen Schwerpunkt der Satzfischzucht, die mit dem Ablassen der Vorsteck- und Brutstreckteichen im Hochsommer verbunden ist.

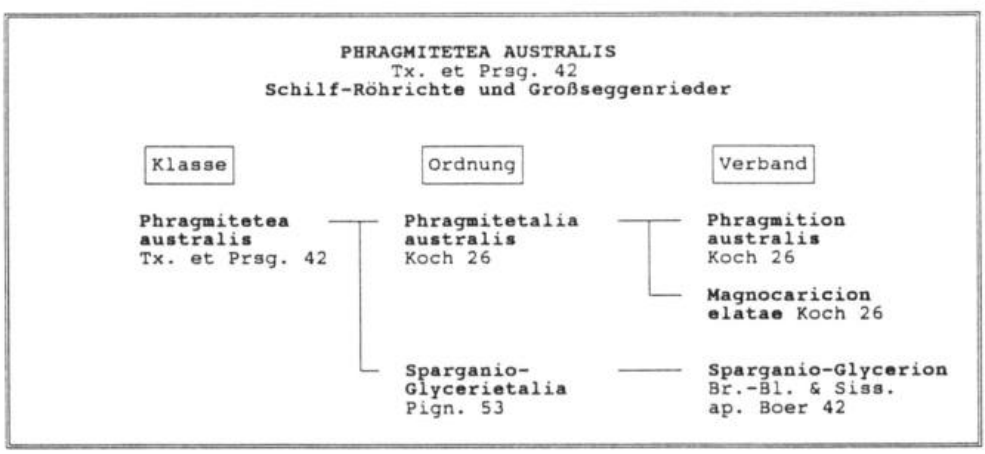
Auf sandigen Böden bildet die Gesellschaft nur schwach ausgeprägte Übergangsstadien zwischen der *Eleocharis acicularis*-Ausbildung der Litorelletea und den Einheiten des Bidention bzw. der terrestrischen Ruderalfluren. Bei anhaltender Grundfeuchtigkeit können dichte Landbestände der Nadelsimse die Entwicklung der Kröten-Binse so lange hinauszögern, bis Bidention-Arten in die Flächen einwandern.
Auf lehmigen und humosen Teichböden kann *Juncus bufonius* dagegen ausgeprägte Dominanzbestände aufbauen, weil sie sich dort nicht gegenüber Landformen von *Eleocharis acicularis* durchsetzen muß (vgl. Kap. 7.2.4.).
Die Kröten-Binse vermag auf noch sehr nassem, humosem Schlamm dichte Bestände aufzubauen, in denen das Sumpf-Ruhrkraut zwar stetig aber nur mit geringer Deckung auftritt. Arten der Bidentetea und des Agropyro-Rumicion deuten die spätere Entwicklung der Bestände an.
Der festgestellte Schwerpunkt von *Juncus bufonius* auf bindigen Substraten steht mit den Beobachtungen von FRANKE 1987 im Widerspruch, der das Fehlen der Kröten-Binse auf schlammigen Böden hervorhebt (FRANKE 1987, S. 118). Möglicherweise bezieht sich die Anmerkung von FRANKE auf mächtige Sapropele, die in gesömmerten Teichen nicht vorkommen.

7.2.7. **Phragmitetea australis** Tx. et Prsg. 42
Schilf-Röhrichte und Großseggenrieder

In bewirtschafteten Karpfenteichen finden die Gesellschaften der Phragmitetea australis in Abhängigkeit von der Ufermorphologie unterschiedlich günstige Entwicklungsmöglichkeiten vor.
Mit Ausnahme einiger größeren Teiche der Jungmoränenlandschaft sind Röhrichte und Großseggenrieder in der Regel nur als schmale Säume ausgebildet. An Steilufern können sich Gesellschaften der Potamogetonetea, der Phragmitetea, der Molinietea oder Artemisietea innerhalb 2 m Basisbreite aufeinanderfolgen. Das Minimumareal der Gesellschaften wird deshalb selten erreicht. Die Aufnahmeflächen wurden den Umständen entsprechend als schmale uferparallele Bänder gewählt.

Wie für Gesellschaften der Phragmitetea üblich, erfolgt die Zuordnung der Bestände zu den syntaxonomischen Einheiten nach der Dominanz der kennzeichnenden Arten. Auf eine weitergehende Gliederung in Subassoziationen und Varianten wurde verzichtet, da das Auftreten der begleitenden Arten aufgrund der beschriebenen topographischen Verhältnisse im wesentlichen durch die Zusammensetzung der angrenzenden Bestände bedingt wird.

Übersicht über den Aufbau der Klasse Phragmitetea



7.2.7.1. **Phragmition australis Tx. et Prsg. 42**
Schilf-Verlandungsröhrichte
Tabellen 12 und 13

Verlandungsröhrichte stellen aus teichwirtschaftlicher Sicht nur geduldete Zaungäste dar, die höchstens zur Uferbefestigung dienlich sein können. Aufgrund der geringen Tiefe gehört die gesamte Teichfläche zum potentiellen Lebensraum der Röhricht-Gesellschaften, die sich unter günstigen Nährstoff- und Wärmebedingungen bei Unterlassung der Bewirtschaftungsmaßnahmen binnen weniger Jahre über die gesamte Gewässerfläche ausbreiten können.

Die Ausbreitung der Röhrichte kann durch Schnitt unterhalb der Wasserlinie oder durch Gestaltung des Uferprofils kontrolliert werden.

Obwohl eine lange winterliche Trockenlegung die Röhrichte in weniger auffälliger Weise als die submerse Vegetation beeinflußt, führt sie zu wichtigen Abweichungen im Nährstoffhaushalt der Bestände.
Am Ende des Winters ist ein hoher Anteil der Helophytenstreu abgebaut, so daß das Rhizomgeflecht gelegentlich an der Oberfläche des überwiegend mineralischen Teichgrundes sichtbar wird. Die Obergrenze des Hauptwurzelhorizontes liegt in der Regel 5 bis 10 cm unterhalb der Bodenoberfläche in rein mineralischem Substrat. Die Nährstoffe, die aus dem Wurzelraum in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert werden, gelangen nach dem intensiven Streuabbau während der Trockenphasen überwiegend ins Wasser, so daß es langfristig zu einer Aushagerung des Wurzelhorizontes kommt. Teichwirte berichten, daß Röhrichte in neuen Teichen bedeutend vitaler als in älteren Anlagen sind. Nach 10 bis 15 Jahren dehnen sich die Bestände bei regelmäßiger Trockenlegung nur noch sehr langsam aus. Nach einer anfänglichen Expansionsphase, in der die Röhrichtbildner die Reserven des Substrates verbrauchen, pendelt sich ihre Wuchsleistung auf ein niedrigeres Niveau ein und entspricht den Verhältnissen, die für nährstoffarme bis schwach nährstoffreiche Gewässer charakteristisch sind. Im Gegensatz zu natürlichen Gewässern besteht deshalb in bewirtschafteten Teichen keine generelle Übereinstimmung zwischen den hydrochemischen Eigenschaften und dem Gehalt des Bodens an organischer Substanz. So wurden auch in stark gedüngten Abwachsteichen auf sandigem Grund des öfteren einzelne Exemplare der mesotraphenten Seggen *Carex rostrata* und *Carex lasiocarpa* an der Außengrenze der Röhrichte gefunden.
Nach Aufgabe der Bewirtschaftung kommt es jedoch durch Streuakkumulation zu einem starken Verlandungsschub. Die sprunghafte Zunahme der Wüchsigkeit der Röhrichte wird durch die stärkere Wiederverwertung der in der Streu eingeschlossenen Nährstoffe und durch die bessere Speicherung der Nährstoffe am humosen Material ausgelöst. Die Bodennährstoffe stehen zudem dem Röhricht selbst stärker zur Verfügung, während bei Trockenlegung und Mineralisation die aus der Phytomasse der Helophyten freigesetzten Nährstoffe zum größten Teil der planktischen Primärproduktion zugute kommen.

Den beschriebenen Verhältnissen entsprechend finden einige Gesellschaften, die sich wie das Wasserschierlings-Ried (Cicuto-Caricetum pseudocyperi Boer & Siss. ap. Boer 42) vornehmlich auf organischen Driftmatten in oder an der Außengrenze des Röhrichtes entwickeln, an Fischteichen keinen Lebensraum. Gleiches gilt für *Thelypteris palustris*- und *Menyanthes trifoliata*-reiche Ausbildungen des Schilfröhrichtes.
In Abhängigkeit von der Dichte des Rhizomgeflechtes der Hauptröhrichtbildner können sich submerse und amphibische Arten in Lücken ansiedeln. Die Bestände, die auf sandigem Substrat wachsen, sind in der Regel lückiger und deshalb reicher an submersen Arten.
An der Außengrenze der Großröhrichte finden oft Kleinröhricht-Arten wie *Butomus umbellatus*, *Sparganium emersum*, *Equisetum fluviatile* oder *Alisma gramineum* günstige Entwicklungsbedingungen. Sie besiedeln Flächen, die von den schwach expandierenden Großröhrichten nicht besetzt werden.
An der Landseite des Röhrichtgürtel können Kleinröhrichte an beweideten oder ehemals beweideten Flachufern als Ersatzgesellschaften der Großröhrichte auftreten.

Übersicht über Schilf-Verlandungsröhrichte und Basalgesellschaften der Klasse in den untersuchten Gewässern

PHRAGMITION AUSTRALIS
Tx. et Prsg. 42
Schilf-Verlandungsröhrichte

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Phragmitetea australis Tx. et Prsg. 42	**Phragmitetalia australis** Koch 26	**Phragmition australis** Koch 26	**Schoenoplecto-Phragmitetum australis** Koch 26 Ausbildung von: - *Phragmites australis* - *Typha angustifolia* - *Typha latifolia* - *Schoenoplectus lacustris* - *Schoenoplectus tabernaemontani*
			Schoenoplecto-Bolboschoenetum maritimi Zonnefeld 60
			Glycerietum maximae (Nowinski 28) Hueck 31
			Sparganietum erecti (Roll 38) Philippi 73
			Sagittario-Sparganietum emersi Tx. 53
			Alisma gramineum-Gesellschaft
			Oenantho aquatico-Rorippetum amphibiae (Soo 27) Lohm. 50
			Acoretum calami (Schulz 41) Stoffers 62
			Butometum umbellati Koncz. 68

Basalgesellschaft der Phragmitetea

- Ausbildung von *Equisetum fluviatile*
- Ausbildung von *Eleocharis palustris*
- Ausbildung von *Iris pseudacorus*

ferner der Klasse zugeordnet:
Carex rostrata-Bestände

Ein weiteres auffälliges Merkmal der Röhrichte an Karpfenteichen ist das Nebeneinander von klonalen Beständen der aufbauenden Arten, die sich ohne erkennbare Änderung der Standortverhältnisse am Ufer entlang ablösen. Dieses ist darauf zurückzuführen, daß die meisten Röhrichtbildner vergleichbare ökologische Ansprüche besitzen und je nach Reihenfolge ihrer Ankunft am Wuchsort nebeneinander vorkommen können. Die verschiedenen Kolonien neigen dazu, scharfe Grenzen auszubilden. Eine gegenseitige Durchdringung scheitert vermutlich am ähnlichen morphologischen Aufbau der Rhizomsysteme, die den gleichen Wurzelraum für sich beanspruchen.

Einart-Bestände der verschiedenen Röhrichtbildner sind häufig. Stellvertretend für diese Bestände ist in den Tabellen 12 und 13 im Anschluß an die Aufnahmen der einzelnen Gesellschaften und ihrer Ausbildungen jeweils ein Einart-Bestand dokumentiert.

Großröhrichte
Tabelle 12

Schoenoplecto-Phragmitetum australis Koch 26
Schilf-Röhricht

Das Schilfröhricht zählt zu den häufigsten Gesellschaften der schleswig-holsteinischen Teiche. Die Bestände können durch verschiedene faziesbildende Großröhrichtarten aufgebaut werden. Grundsätzlich können *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Schoenoplectus lacustris* und *Schoenoplectus tabernaemontani* nebeneinander in einem Gewässer vorkommen, so daß ihre Dominanz sich aus der Bestandsgeschichte ergibt.

Ausbildung von *Phragmites australis*
Tabelle 12, Spalten 1-16

Aufgrund seiner unter den heutigen klimatischen Verhältnissen Mitteleuropas ausschließlich vegetativen Vermehrung (HEJNY 1960: 340) vermag das Schilf keine isolierten, neugeschaffenen Gewässer spontan zu besiedeln. Es findet sich deshalb vornehmlich in Teichanlagen der Geest, die aus aufgestauten Bachläufen hervorgegangen sind, oder an den Ufern der Teiche der Jungmoränenlandschaft, die in verlandeten Niederungen angelegt wurden. In beiden Fällen war das Schilf vermutlich schon vor der Anlage der Teiche am Standort vertreten. Möglicherweise wurde es in früheren Zeiten zur Reetgewinnung an die Teiche gepflanzt.

Von den Arten, die am Aufbau der Ausbildungen der Gesellschaft beteiligt sind, treibt das Schilf als letzter Röhrichtbildner erst Anfang Juni aus. Dieser Termin wurde von der außergewöhnlich warmen Periode im Frühling 1992 nicht beeinflußt. *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Schoenoplectus lacustris* und *Equisetum fluviatile* bilden Anfang Mai ca. zwei Wochen nach der Wiederbespannung der Teiche ihre ersten neuen Triebe aus.
Das Schilf verträgt eine Trockenlegung während der Vegetationsperiode problemlos und kommt deshalb auch an Brutstreckteichen vor. Charakteristisch für das Verhalten von *Phragmites australis* in der limosen Phase ist die Bildung von Legehalmen, die mehrere Meter lang werden können. Die aus den Ausläufern hervorgegangenen Jungpflanzen überleben eine rasche Wiederbespannung des Gewässers jedoch nicht. Sie schwimmen auf und gehen rasch ein.

Phragmites australis-Bestände erreichen ihre höchsten Deckungswerte auf lehmigen Böden in der Jungmoränenlandschaft (Tab. 12, Spalten 1-3). Auf rein sandigen Substraten herrschen lockere Bestände vor (Tab. 12, Spalten 9-14).
Bei unregelmäßiger oder ausbleibender Trockenlegung können sich nährstoffhungrige Arten wie *Glyceria maxima* und *Epilobium hirsutum* im Schilfröhricht ausbreiten. Diese Entwick-

lung ist charakteristisch für ehemalige Fischteiche, die an Angelvereine verpachtet (Tab. 12, Spalten 4-5) oder unter Naturschutz gestellt wurden (Tab. 12, Spalte 6).
Von allen vorkommenden Großröhrichtarten verharrt *Phragmites australis* im terrestrischen Bereich am längsten und bildet Bestände, an deren Aufbau ruderale Nitrophyten wie *Galium aparine* oder *Urtica dioica* mit hohen Deckungsgraden beteiligt sind (Tab. 12, Spalte 15).

Ausbildungen von *Typha angustifolia* und *Typha latifolia*
Tabelle 12, Spalten 17-31

Beide Rohrkolben-Arten *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* besitzen aufgrund ihrer wirksamen anemochoren Ausbreitung ausgesprochene Pioniereigenschaften und können ausgedehnte Bestände in neu angelegten Gewässern bilden. Ihr Rhizomgeflecht ist sperriger und liegt dichter an der Bodenoberfläche als beim Schilf. *Typha latifolia* kann nach Aufgabe der Bewirtschaftung Schwimmdecken bilden, die größere Teichflächen einnehmen.
Der Schmalblättrige Rohrkolben dominiert tendentiell auf sandigen Substraten und in den ersten Stadien der Sukzession, während der Breitblättrige Rohrkolben sich auf humosen Böden eher durchsetzt und deshalb oft die letzten Stadien der Teichverlandung prägt. Diese Beobachtungen entsprechen den von HEJNY 1960 (S. 360) beschriebenen Verhältnissen.
Beide Arten können einartige Sproßkolonien aufbauen.

Der Rohrkolben findet optimale Keimungsbedingungen bei schwacher Überstauung ihres Wuchsortes im Spätfrühling und Wassertemperaturen um 18°C (HEJNY 1960:365). Wie am Fall einer brachliegendem Teichanlage beobachtet werden konnte, führte eine langsame Aufstauung bis zum Hochsommer durch Vernichtung potentieller Konkurrenten zum Aufkommen einer *Typha*-"Reinkultur" auf der gesamten Teichfläche und zum Verlust des Gewässers binnen dreier Jahre.
Eine Trockenlegung während der Vegetationsperiode beeinträchtigt die Vitalität der Rohrkolben-Bestände stärker als bei *Phragmites australis*. Die winterliche Trockenlegung wird dagegen schadlos überstanden.
An Flachufern werden die Rohrkolben-Bestände an ihrer Landseite in der Regel durch Rohrglanzgras oder Großseggen abgelöst.

Ausbildungen von *Schoenoplectus lacustris* und *Schoenoplectus tabernaemontani*
Tab. 12, Spalten 32-37

Beide Teichbinsen-Arten neigen dazu, dichte und artenarme Sproßkolonien zu bilden, die entweder an der Wasserseite anderen Ausbildungen des Schoenoplecto-Phragmitetum australis vorgelagert sind oder sich inselartig am Aufbau des Röhrichtgürtels beteiligen. Sie vertragen eine Trockenlegung ihrer Wuchsgewässer auch während der Vegetationsperiode.

Die Gemeine Teichsimse ist in den untersuchten Teichen bedeutend häufiger als die Salz-Teichsimse. Zusammen mit *Typha angustifolia* besiedelt sie die Teichgründe bis in eine Tiefe von 120 cm.

Die Salz-Teichsimse scheint sich nur nach störungsbedingter Schwächung der Hauptröhricht-

bildner an der Uferlinie durchzusetzen. In bewirtschafteten Teichen wird sie möglicherweise durch die Kalkung der Teichgründe gefördert. In Südskandinavien ist *Schoenoplectus tabernaemontani* im Binnenland ausschließlich auf carbonatreichen Substraten anzutreffen (LUTHER 1951:41).

Schoenoplecto-Bolboschoenetum maritimi Zonnefeld 60
Tideröhrichte
Tabelle 12, Spalten 38-45

Bolboschoenus maritimus wurde in den schleswig-holsteinischen Fischteichen ausschließlich in der Subspecies *maritimus* gefunden.

Die Gemeine Strandsimse treibt im Frühling als letzter Röhrichtbildner aus. Selbst im außergewöhnlich warmen Frühling 1992 erschien *Bolboschoenus maritimus* erst ab Mitte Juni. 1990 und 1991 waren die ersten Triebe erst Ende Juni feststellbar.
Die Knollen der Strandsimse benötigen Licht und Wärme als Entwicklungsimpulse und treiben deshalb erst bei höheren Temperaturen in der litoralen oder in der limosen Phase aus (HEJNY 1960: 276). Die Art gilt als ausgesprochen kalkliebend (HEJNY 1960:281) und kommt in den untersuchten Teichen ausschließlich auf regelmäßig gekalkten Flächen vor.

Die angetroffenen Dominanzbestände der Gemeinen Strandsimse werden hier als "Notlösung" dem Schoenoplecto-Bolboschoenetum maritimi zugeordnet, obwohl sie auf reinen Süßwasserstandorten stocken.
Einer Ansprache als Ausbildung des Schoenoplecto-Phragmitetum australis (vgl. MIERWALD 1988:135ff) stehen die Besonderheiten des hydrologischen Regimes der Standorte entgegen. Im Unterschied zu den Arten des Schoenoplecto-Phragmitetum australis ist *Bolboschoenus maritimus* in bewirtschafteten Teichen auf ausgesprochen seichte Wasserstände im Sommerhalbjahr angewiesen. Die Gemeine Strandsimse entwickelt sich an flachen Ufern, in denen der Wasserstand im Laufe des Sommers allmählich sinkt, sowie auf dem Grund von Laich- und Brutstreckteichen, die im Hochsommer ebenfalls trockenliegen.
Die Böden sind durchweg sandig und tragen gelegentlich eine geringmächtige Schlammauflage. Die Wuchsorte sind in der Regel leicht wasserzügig, wie an benachbarten Beständen von *Nasturtium microphyllum* und *Berula erecta* zu erkennen ist.
Seltener bildet die Gemeine Strandsimse ausgedehnte einartige Kleinröhrichte (Tab. 12, Spalte 45), die den von FRANKE 1987 (S. 76ff) beschriebenen Beständen in nicht trockenfallenden Teichen entprechen.
Bolboschoenus maritimus ist eine stetig vertretene Art der bewirtschafteten Teiche, in denen sie azonal auch in küstenfernen Gebieten wie in Oberfranken (FRANKE 1987), in der Oberpfalz (SCHROTT 1974:275), in der Münsteraner Bucht (POTT 1980:104) oder in der Oberlausitz (eigene Beobachtungen) vorkommt.

Die Gesellschaft ist in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins vertreten und nicht auf küstennahe Räume beschränkt.
Gelegentlich kommt *Schoenoplectus tabernaemontani* als zweite kennzeichnende Art gemeinsam mit *Bolboschoenus maritimus* vor (Tab. 12, Spalte 40).

Glycerietum maximae (Nowinski 28) Hueck 31
Wasserschwaden-Ried
Tabelle 12, Spalten 46-55

Das Wasserschwaden-Ried ist charakteristisch für Akkumulationsuferabschnitte an großen Abwachsteichen der Jungmoränenlandschaft. Der Wasserschwaden gedeiht besonders üppig in geschützten Buchten, in denen die Anhäufung von organischer Substanz bei unzureichender winterlicher Bodendurchlüftung zur Faulschlammbildung führt. *Glyceria maxima* kann sich über unbefestigte Sapropele durch schwimmende Rhizommatten ausbreiten. Seine Affinität zu hohen Nitrat- und Phosphatkonzentrationen wird in Kläranlagen mit Helophytenbeeten genutzt (OZIMEK & KLEKOT 1979). Eine langandauernde Trockenlegung setzt die Vitalität von *Glyceria maxima* dagegen stark ab.
Der Wasserschwaden benötigt zur Keimung ähnliche Bedingungen wie die Rohrkolben-Arten (siehe oben) und baut eine ausdauernde Samenbank auf (GRIME, HODGSON & HUNT 1988:312). Bei günstigen Keimbedingungen kann es wie bei den *Typha*-Arten zu einer Massenentwicklung von *Glyceria maxima*-Jungpflanzen kommen, die binnen wenigen Jahren den gesamten Teichgrund erobern (vgl. Abb. 13).

Abb. 13: Massenentwicklung von *Glyceria maxima* in einem stillgelegten Teich des Östlichen Hügellandes bei Kükels (TK 25 2127 Leezen).

Außerhalb der Jungmoränenlandschaft kommt das Wasserschwaden-Ried bei teichwirtschaftlicher Nutzung lediglich an gestörten Stellen des Röhrichtes wie Teicheinfahrten oder bei Beweidung an der Landseite der Bestände des Schoenoplecto-Phragmitetum australis vor.
Wenn ehemalige Fischteiche als Angelgewässer genutzt und nur unregelmäßig bzw. nicht mehr abgelassen werden, kann *Glyceria maxima* in allen Landschaftszonen andere Röhricht-

arten wie *Phragmites australis* und *Typha angustifolia* verdrängen. Besonders deutlich läßt sich dieser Zusammenhang in der Teichlandschaft um Waldhütten (TK 25 1924 Hennstedt) erkennen, wo der Wasserschwaden bei insgesamt über 50 Teichen lediglich an den drei einzigen Angelgewässern vorkommt.

Sparganietum erecti (Roll 38) Philippi 73
Gesellschaft des Aufrechten Igelkolbens
Tabelle 12, Spalten 56-64

Die Determination der Unterarten von *Sparganium erectum* bereitet Schwierigkeiten und ist selbst anhand reifer Früchte nicht immer eindeutig durchführbar (CASPER & KRAUSCH 1980:78), so daß die folgenden Aussagen sich auf das Aggregat von *Sparganium erectum* beziehen. Stichprobenartige Bestimmungen ergaben ein leichtes Häufigkeitsmaximum von *Sparganium erectum ssp. erectum*. Nach CASPAR & KRAUSCH 1980 (S. 81) herrscht die genannte Subspecies auf kalkhaltigem Substrat vor.

Die Keimung erfolgt submers oder in der limosen Phase. Die Keimlinge sind im Gegensatz zu den ausgewachsenen Pflanzen sehr lichtbedürftig und konkurrenzschwach, so daß sie sich in trüben Gewässern nicht entwickeln können (GRIME, HUNT & HODGSON 1988:542). Die Ansiedlung von *Sparganium erectum* geht deshalb vermutlich auf die Zeit unmittelbar nach der Anlage des Teiches oder der Uferböschung zurück, da die Igelkolben-Keimlinge sich zu diesem Zeitpunkt auf dem unbewachsenen Boden etablieren können. Durch vegetative Vermehrung können sich die Bestände anschließend uferparallel ausbreiten, bis sie einen geschlossenen Gürtel bilden.

Sparganium erectum besiedelt den Abhang steiler Teichufer von wenigen Zentimetern oberhalb der Wasserlinie bis in ca. 50 cm Tiefe und bildet der Topographie entsprechend schmale Säume von 40 bis 50 cm Breite, deren oberer Rand oft durch sich anschließende *Phalaris arundinacea*-Bestände durchdrungen wird.
Das Sparganietum erecti ist in der Jungmoränenlandschaft die häufigste Röhrichtgesellschaft an steil eingegrabenen Teichufern. Vereinzelt sind Rohrkolben und Kleinröhrichte wie *Equisetum fluviatile* oder *Eleocharis palustris* am Aufbau der Gesellschaft beteiligt. In der Sander- und der Altmoränenlandschaft wird *Sparganium erectum* bei gleicher Ufermorphologie durch *Carex paniculata* und *Juncus effusus* erstezt (vgl. Kap. 7.2.7.2 bzw. 7.2.8.2.). Außerhalb der Jungmoränengebiete kommt der Ästige Igelkolben lediglich an aus Niedermoortorf aufgebauten Ufern und Dämmen der Teichanlagen vor, die in vermoorten Flußniederungen angelegt wurden. Die Bodeneigenschaften scheinen demzufolge für die Verbreitung der Gesellschaft entscheidend zu sein. Ein Zusammenhang mit einer bestimmten Teichnutzung ist dagegen nicht erkennbar.

Nach Aussagen der Teichwirte wird der Igelkolben nicht gemäht, da die Pflanzen weder zum terrestrischen noch zum aquatischen Bereich Ausbreitungstendenzen zeigen. Die Teichwirte schätzen den Igelkolben als Uferbefestiger und Bodendecker. Gezielte Anpflanzungen sind jedoch nicht bekannt.
Gelegentlich kommt ein Igelkolbensaum an beweideten, nicht abgezäunten Flachufern vor, wo er als Ersatzgesellschaft des Schoenoplecto-Phragmitetum gewertet werden kann. Da die

Steiluferabschnitte für Weidetiere nicht zugänglich sind, kann in diesem Fall nicht davon ausgegangen werden, daß das Sparganietum erecti als beweidungsbedingte Ersatzgesellschaft empfindlicherer Röhrichte auftritt. Die Bestände der Steil- und Flachufern sind jedoch floristisch identisch.

Nach Aufgabe der Nutzung siedeln sich an der Wasserseite des Ufersaumes meistens *Typha latifolia* oder *Glyceria maxima* an, die die Gewässermitte allmählich erobern, während der *Sparganium erectum*-Saum noch jahrzehntelang den ehemaligen Uferverlauf anzeigt. Eine Verlandung durch *Sparganium erectum* wurde selbst in den Fällen nicht festgestellt, in denen der Igelkolben einen geschlossenen Gürtel bildete. Im Unterschied zu *Glyceria maxima* und *Typha latifolia*, die durch die Ausbildung von schwimmende Matten freie Wasserflächen und unbefestigte Substrate erobern können, vermag *Sparganium erectum* nur bis zu einer Tiefe von 60 cm zu gedeihen. Ab 70 cm Tiefe lösen sich die Pflanzen vom Grund und schwimmen auf. Sie können sich in diesem Zustand weder generativ noch vegetativ vermehren (HEJNY 1960:351).

Kleinröhrichte
Tabelle 13

Sagittario-Sparganietum emersi Tx. 53
Pfeilkraut-Röhricht
Tabelle 13, Spalten 1-11

Das Pfeilkraut-Röhricht besitzt in den schleswig-holsteinischen Teichen einen deutlichen Schwerpunkt in der Altmoränenlandschaft und besiedelt vornehmlich sandige Substrate mit geringmächtiger Muddeauflage.
In der Jungmoränenlandschaft kommt das Pfeilkraut an den untersuchten Gewässern äußerst selten vor. Der Einfache Igelkolben ist dagegen häufiger, tritt aber in der Regel nur vereinzelt als Begleiter in Potamogetonion-Beständen auf.

Die beiden kennzeichnenden Arten der Gesellschaft treten ebenso häufig getrennt wie gemeinsam auf, was auf Unterschiede ihres ökologischen Verhaltens zurückzuführen ist.
Das Pfeilkraut dominiert in Teichen, die im Winterhalbjahr bespannt bleiben. Dort blüht es im folgenden Sommer üppig. Seine Vitalität ist in den Gewässern, die erst im Frühling geflutet werden, stark herabgesetzt. Die Pflanzen treiben zwar im Frühling aus, gelangen aber innerhalb der Vegetationsperiode nur selten zur Blüte.
Sparganium emersum benötigt eine kürzere Entwicklungszeit. Die Pflanzen, die gewinterte Teichgründe besiedeln, entwickeln sich aus Samen und sind einjährig. Obwohl das Etablierungswachstum im Frühling langsam abläuft, gelangen die Pflanzen noch im selben Jahr ab Anfang August zur Blüte. Der Einfache Igelkolben blüht nur bis zu einer Tiefe von 60 cm und bleibt in den tieferen Bereichen der Teiche meistens steril (weitere Angaben zur Ökologie von *Sparganium emersum* in Kap. 10.2.3.2.).
Sparganium emersum kann sich in neuangelegten Gewässern rasch ausbreiten, während *Sagittaria sagittifolia* eher für alte Teichanlagen charakteristisch ist. Einmal etabliert ist das Pfeilkraut gegenüber Störungen wie Mahd in der Hydrophase sehr widerstandsfähig.
Das Pfeilkraut gilt als kalkliebend (FRANKE 1987:78), während der Einfache Igelkolben

sich gegenüber dem mittleren Calcium- und Hydrogencarbonatgehalt indifferent verhalten soll (WIEGLEB 1978).

Die einzelnen Pflanzen sind diffus über die gesamte Teichfläche verteilt. Ihre Bestände verdichten sich in der Nähe des Mönches, wenn ein Überlaufwehr eine schwache Strömung aufrechterhält. Das Sagittario-Sparganietum emersi besitzt seinen Schwerpunkt in Fließgewässern und gilt in natürlichen Stillgewässern als selten (OBERDORFER 1977:137). Das Vorkommen der Assoziation in Teichen der Geest erklärt sich aus der im Vergleich zur Jungmoränenlandschaft stärkeren Austauschmöglichkeiten der Teichanlagen mit dem Fließgewässernetz. Die festgestellten Fundorte stehen entweder mit Fließgewässern zeitweilig in Verbindung oder befinden sich in relativer Nähe von natürlichen Wuchsorten der beiden kennzeichnenden Arten.

Die optimale Wassertiefe für das Pfeilkraut-Röhricht liegt in Teichen bei 40 bis 80 cm. Dieser Bereich wird unter naturnahen Verhältnissen von Großröhrichten besiedelt. Die Häufigkeit des Pfeilkraut-Röhrichtes in Fischteichen, die auch von anderen Autoren hervorgehoben wurde (FRANKE 1987: 81, SCHROTT 1974:283), ist darauf zurückzuführen, daß die Ausbreitung der Großröhrichte durch die Teichnutzung aufgehalten wird, so daß der Bereich zwischen 40 bis 100 cm von Kleinröhrichten und submersen Arten der Potamogetonetea besiedelt werden kann. Bezeichnenderweise wurde des öfteren eine Zuordnung der Pfeilkraut-Bestände zur Potamogetonetea erwogen (u.a. OBERDORFER 1977:137). Das im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erhobene Aufnahmematerial zeichnet sich mit Ausnahme von *Alisma plantago-aquatica* durch das weitgehende Fehlen der Phragmitetea-Arten und die eindeutige Dominanz der Potamogetonetea-Arten aus (vgl. Tab. 13) und würde aufgrund der floristischen Ähnlichkeit eine Zuordnung der Bestände zu den Laichkrautgesellschaften rechtfertigen. Unter dem Gesichtspunkt der strukturellen Verwandschaft (vgl. PASSARGE 1992:489ff.) erscheint jedoch eine Zuordnung zur Phragmitetea sinnvoller.

Oenantho aquatico- Rorippetum amphibiae (Soó 27) Lohm. 50
Wasserfenchel-Röhricht
Tabelle 13, Spalten 12-22

In den untersuchten Gewässern besitzt das Wasserfenchel-Röhricht einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in der Altmoränenlandschaft, der sich aus der räumlichen Verteilung der Teichnutzungen ergibt.
Die beiden Assoziationscharakterarten kommen in allen Naturräumen Schleswig-Holsteins vor (vgl. RAABE 1987:160 und 289). Der Wasserfenchel ist in Karpfenteichen bedeutend häufiger als die Sumpf-Wasserkresse und besiedelt in der Regel Flächen, auf denen *Rorippa amphibia* nicht vorkommen könnte.

Charakteristische Wuchsorte von *Oenanthe aquatica* sind Teiche, die im Winter bespannt bleiben und selten abgelassen werden. Es handelt sich des öfteren um Gewässer, in denen kaltes Quellwasser zur Speisung von abwärts gelegenen Teichen gestaut wird und die meistens schwach durchströmt werden. Entgegen einer verbreiteten Auffassung (HEJNY 1960:141) ist die Art auch in der Lage, submers zu keimen, wie den Sommern 1991 und

1992 in einem dauerbespannten Teich beobachtet wurde. Die Keimung in der limosen Phase ist jedoch häufiger und erfolgreicher. Die Pflanze kann ausdauernd sein und Grundrosetten mit einem Durchmesser bis zu 2 m bilden. In den Gewässern, die im Winter abgelassen werden, ist *Oenanthe aquatica* seltener und bedeutend weniger vital.
Auch in anderen Teichgebieten wurde festgestellt, daß *Rorippa amphibia* selten mit dem Wasserfenchel vergesellschaftet ist (HEJNY 1960:142, FRANKE 1987:182). Wichtige Begleiter sind *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica*, sowie submerse Formen von *Lysimachia nummularia* und *Myosotis palustris agg.*.
Wie FRANKE 1987 bereits betonte, stehen solche Bestände dem Glycerio-Oenanthetum aquaticae Hejny 48 näher als dem Oenantho-Rorippetum aquaticae Lohm. 50 (vgl. FRANKE 1987:85).

Gemeinsame Vorkommen von *Rorippa amphibia* und von *Oenanthe aquatica* sind in der Regel durch das Auftreten von Bidention-Arten als Begleiter gekennzeichnet (vgl. Tab. 13, Spalte 18). Solche Bestände sind an Störstellen in Großröhrichten oder auf dem Grund von abgelassenen Brutstreckteichen meist kleinflächig entwickelt. Die Zuordnung zum Wasserfenchel-Röhricht nach LOHMEYER 1950 ist in diesen Fällen problemlos.

Acoretum calami (Schulz 41) Stoffers 62
Kalmus-Ried
Tabelle 13, Spalten 23-26

Acorus calamus kann an Teichufern dichte Bestände bilden, die sich vornehmlich an Störstellen der Steilufern, gelegentlich auch auf unverfestigten Niedermoortorfen entwickeln. *Epilobium hirsutum* und *Juncus effusus* sind häufige Begleiter. Die Gesellschaft ist meist nur kleinflächig ausgebildet und kommt in allen Landschaftsräumen sporadisch vor. Das Kalmus-Ried besiedelt potentiell die gleichen Wuchsorte wie das Sparganietum erecti und wird von ihm verdrängt.

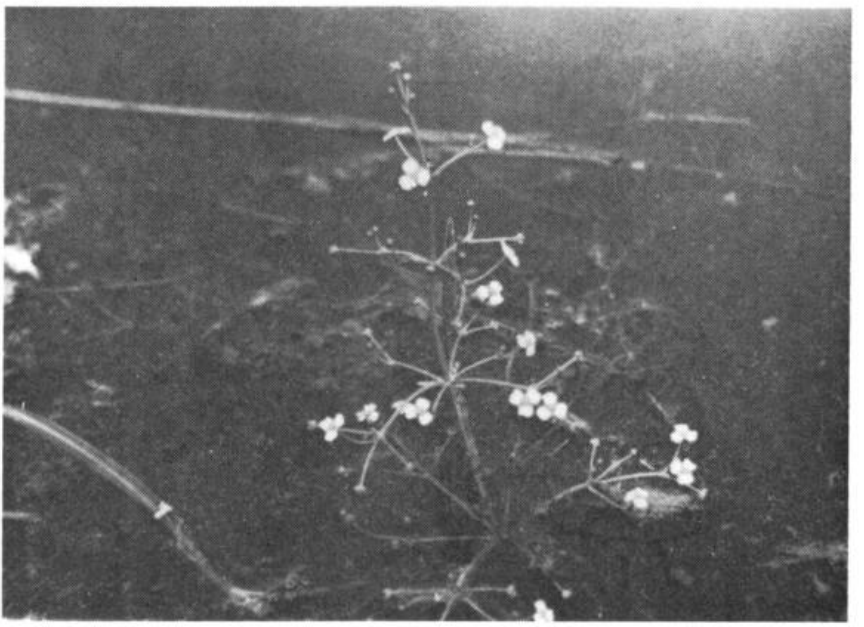
Butometum umbellati Koncz. 68
Schwanenblumen-Röhricht
Tabelle 13, Spalten 27-32

Die Schwanenblume *Butomus umbellatus* bildet schmale Säume an der Landseite von Beweidungsbeeinflußten Großröhrichten oder unmittelbar an der Wasserlinie, soweit hier wuchskräftigere Helophyten fehlen. Die Art bevorzugt stark humose Substrate und zeigt deshalb eine deutliche Affinität für selten und nur kurzfristig abgelassene Gewässer. Sie kann jedoch Trockenphasen im Winterhalbjahr vertragen.
Aufgrund der bewirtschaftungsbedingten, häufig eintretenden Störungen im Uferbereich findet das konkurrenzschwache Schwanenblumen-Röhricht in den untersuchten Gewässern günstige Entwicklungsbedingungen und ist an Teichen aller Landschaftszonen Schleswig-Holsteins kleinflächig, jedoch häufig anzutreffen.

Alisma gramineum-Gesellschaft
Gesellschaft des Grasblättrigen Froschlöffels
Tabelle 13, Spalten 33-40

Der Grasblättrige Froschlöffel stellt eine der floristischen Besonderheiten der schleswig-holsteinischen Karpfenteiche dar. Die Art gilt in Norddeutschland als vom Aussterben bedroht (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) bzw. als ausgestorben (Niedersachsen), während sie in den südlicheren Bundesländern zwar etwas häufiger ist, jedoch auch als stark gefährdet bis gefährdet eingestuft wird (FINK, VIBRANS & VOLLMER 1991:6).

Abb. 14: Der Grasblättrige Froschlöffel *Alisma gramineum* in einem Abwachsteich des Östlichen Hügellandes (Schrapenteich TK 25 1730 Hansühn).



Die Art kommt in 30% der Teichanlagen der Jungmoränenlandschaft vor (vgl. Kap. 7.1.1.) und wurde bislang oft übersehen. *Alisma gramineum* besiedelt dem Röhricht vorgelagerte Flächen bis zu einer Tiefe von ca. 100 cm und wächst mit Ausnahme des Blütenstandes, der für ca. 3 Wochen ab Ende Juli aus dem Wasser herausragt, in der Regel vollständig submers. Die schmalen und auffällig steif zurückgekrümmten Luftblätter werden erst gebildet, wenn der Wasserstand auf ca. 50 cm absinkt. An stark beweideten Flachufern, an denen ein Röhrichtgürtel fehlt, können im Flachwasser dichte *Alisma gramineum*-Kolonien entstehen.
Der Grasblättrige Froschlöffel gedeiht auch in stark getrübtem Wasser und ist dann bräunlich

gefärbt, so daß die Pflanzen ohne gezieltes Suchen meist übersehen werden. *Alisma gramineum* wurde sowohl auf sandigem wie auch auf stark schlammigem Substrat gefunden und gehört zu den wenigen submersen Arten, die trotz starker Sedimentakkumulation mindestens 10 Jahre nach Bewirtschaftungsaufgabe im Teich verharren können. Die Pflanzen sind nur schwach im Sediment verankert und werden von gründelnden Fischen leicht herausgerissen. Die Bestände meiden dementsprechend exponierte Uferabschnitte und gedeihen vornehmlich in ruhigen Buchten. In den untersuchten Teichen ist *Alisma gramineum* einjährig.

Mit einer Ausnahme liegen sämtliche Fundorte im Östlichen Hügelland. Das einzige Geest-Vorkommen (Tab. 13, Spalte 40) stammt aus einer Teichanlage, deren Besitzer Abwachsteiche mit *Alisma gramineum*-Beständen in der Jungmoränenlandschaft bewirtschaftet, so daß hier anthropogene Einschleppung vermutet werden kann.

In regelmäßig und für längere Zeit trockengelegten Teichen wird die Vitalität der Großröhrichte so weit herabgesetzt, daß sie selten tiefer als 50 cm wassereinwärts vordringen. Der freie Raum wird von Kleinröhricht- und von Laichkrautgesellschaften eingenommen. Solche Flächen werden in den schleswig-holsteinischen Teichen auf der Geest durch das Sagittario-Sparganietum emersi und im Östlichen Hügellandes durch *Alisma gramineum* mit *Sparganium emersum* als Begleiter besiedelt. Im Untersuchungsgebiet kommen *Sagittaria sagittifolia* und *Alisma gramineum* nicht gemeinsam vor.
Dieses soziologische Verhalten legt den Schluß nahe, daß beide Gesellschaften als geographische Varianten derselben Assoziation aufzufassen sind. HEJNY & HUSAK 1978 betrachten aufgrund ihrer Untersuchungen in südmährischen und südslowakischen Fischteichen *Alisma gramineum* als Assoziationscharakterart des Sagittario-Sparganietum emersi und unterscheiden eine reichere Variante der Gesellschaft mit *Alisma gramineum* (HEJNY & HUSAK 1978:47).
FRANKE 1987 beschreibt ebenfalls ausdehnte Bestände des Grasblättrigen Froschlöffels aus den Fischteichen Oberfrankens und stellt sie aufgrund der Dominanz der Potamogetonetalia-Arten zu den Laichkrautgesellschaften.

Die Befunde von FRANKE 1987, HEJNY 1960 und HEJNY & HUSAK 1978 sowie eigene Beobachtungen in der Oberlausitz und in Schleswig-Holstein bestätigen den Eindruck, daß *Alisma gramineum* zu den Arten gehört, die in der heutigen Kulturlandschaft fast ausschließlich an die Karpfenteichwirtschaft gebunden sind.

7.2.7.2. **Magnocaricion elatae** Koch 26
Großseggen-Rieder
Tabelle 14

Die Großseggen-Bestände der untersuchten Teiche lassen sich in zwei standortbedingte Gruppen gliedern.
Auf humosen Substraten tritt das Caricetum elatae auf, das gelegentlich großflächige Verlandungsbestände in sehr extensiv genutzten oder stillgelegten Teichen bilden kann.
Auf überwiegend mineralischen Substraten kommen Bestände des Caricetum acutiformis, Caricetum ripariae, Caricetum gracilis, Caricetum vesicariae und Caricetum paniculatae vor, die steile Uferböschungen saumartig begleiten. In ähnlicher Weise, wie sich die Röhrichtge-

sellschaften ohne erkennbare Änderung der Standortverhältnisse am Ufer ablösen, schließen sich oberhalb von ihnen ebenfalls "fleckig" zusammengesetzte Großseggen-Rieder an.
Die Charakterarten des Verbandes fehlen weitgehend, während ruderale Nitrophyten stark vertreten sind. Da die Gesellschaften des Magnocaricion elatae in erster Linie durch die Dominanz der namengebenden Großseggenarten abgegrenzt werden (vgl. SCHRAUZER 1988), wurden die angetroffenen Seggenbestände den jeweiligen Assoziationen zugeordnet.

Übersicht über Gesellschaften der Großseggen-Rieder an den untersuchten Gewässern

MAGNOCARICION ELATAE
Koch 26
Großseggen-Rieder

Klasse	Ordnung	Verband	Assoziation
Phragmitetea australis Tx. et Prsg. 42	**Phragmitetalia australis** Koch 26	**Magnocaricion elatae** Koch 26	**Caricetum acutiformis** Sauer 37
			Caricetum ripariae (Soó 28) Knapp & Stoffers 62
			Caricetum gracilis Almquist 29
		- *Phalaris arundinacea*-Gesellschaft	**Caricetum vesicariae** Br.-Bl. & Denis 26
		- *Calamagrostis canescens*-Gesellschaft	**Caricetum paniculatae** Wang. 16 ap. v. Rochow 51
			Caricetum elatae Koch 26

Caricetum acutiformis Sauer 37
Gesellschaft der Sumpf-Segge
Tabelle 14, Spalten 1-16

Die Sumpf-Segge *Carex acutiformis* besiedelt an Fischteichen zwei verschiedene Lebensräume. Zum einem bildet die Sumpf-Segge wie weitere Großseggen schmale Säume auf steilen Böschungen an Teichen aller Landschaftsräume Schleswig-Holsteins.
Zum anderen kann sie sich an Flachufern nach Aufgabe der Beweidung vom Ufer aus in angrenzende, von Flutrasen dominierte Grünlandflächen ausbreiten und große Bereiche einnehmen. Voraussetzung hierfür ist ein hoher Wasserspiegel im benachbarten Teich während der Vegetationsperiode, wie es bei Abwachsteichen der Fall ist. Diese Faktorenkonstellation tritt fast ausschließlich in der Jungmoränenlandschaft auf.
Die *Carex acutiformis*-Bestände beider Standorttypen sind floristisch nicht zu trennen. Sie zeichnen sich in beiden Fällen durch das Fehlen der Verbandskennarten aus. Charakteristische Begleiter sind Nitrophyten wie *Urtica dioica* und *Epilobium hirsutum*.
In Tabelle 14 sind in den Spalten 9 bis 16 Aufnahmen von Beständen aufgeführt, die durch

hybride Formen von *Carex acutiformis* aufgebaut werden. Solche Bastarde, an denen die Sumpf-Segge mit hoher Wahrscheinlichkeit beteiligt ist, sind an den untersuchten Gewässern recht häufig (ca. ein Drittel aller *Carex acutiformis*-Funde). Die Pflanzen fallen durch ihren luxurierenden Wuchs auf: Sie können bis zu 1,5 m Höhe erreichen und bleiben steril, selbst wenn Samenanlagen gebildet werden. Die vegetativen Merkmale nach FOERSTER 1982 und NEUMANN 1952 deuten in der Mehrzahl der Fälle auf eine intermediäre Stellung zwischen *Carex acutiformis* und *Carex riparia*. Die Hybridisierung beider Seggen ist bereits in Großbritannien beschrieben worden (JERMY, CHATER & DAVID 1982:112). Zwischenformen mit Merkmalen von *Carex rostrata* und von *Carex gracilis* sind seltener.

Die allgemein schwache floristische Kennzeichnung der Bestände erlaubt keine Aussagen über das soziologische Verhalten der Hybridformen, weshalb sie hier dem Caricetum acutiformis zugeordnet wurden.
Sollte sich bei späterer Forschung zeigen, daß Bastardierungserscheinungen unter Charakterarten des Magnocaricion häufig auftreten, so müßte über die Abgrenzung der Assoziationen nachgedacht werden, damit die Zuordnung der Bestände nicht willkürlich zur Assoziation der einen oder anderen Eltern-Art erfolgt.

Caricetum ripariae (Soó 28) Knapp & Stoffers 62
Uferseggen-Ried
Tabelle 14, Spalten 17-19

Die Ufer-Segge ist in Schleswig-Holstein nicht häufig und kommt schwerpunktmäßig entlang der Marschgräben und in Ostseeküstennähe vor (RAABE 1987:595). An den untersuchten Teichen zählt *Carex riparia* zu den sehr seltenen Arten. Dieses mag zunächst verwundern, da die Art als charakteristisch für Standorte mit starken Wasserstandschwankungen gilt. Hierbei muß jedoch beachtet werden, daß diese Schwankungen sich unter naturnahen Verhältnissen aus einem Winter- bzw. Frühlingshochwasserstand und einem Sommertiefwasserstand zusammensetzen. In der Mehrhzahl der bewirtschafteten Teiche herrscht ein gerade umgekehrter Rhythmus. Bezeichnenderweise stammen zwei der drei Fundorte aus Himmelsteichen mit sinkendem Wasserstand im Spätsommer. Der dritte Bestand wurde am Ufer eines im Sommer abgelassenen Brutstreckteich aufgenommen.

Caricetum gracilis Almquist 29
Schlankseggen-Ried
Tabelle 14, Spalten 20-32

Das Caricetum gracilis ist die häufigste Großseggen-Gesellschaft an Teichufern. Obwohl das Schlankseggen-Ried in allen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins vorkommt, weist es einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in der Jungmoränenlandschaft auf, wo es an steilgeböschten Ufern mit dem Sparganietum erecti wechselt.
Landseitig vom Schlankseggen-Ried schließen sich Bestände der *Phalaris arundinacea*-Gesellschaft an. Das Rohrglanzgras ist aufgrund der saumartige Anordnung der Vegetation in den Aufnahmen stark vertreten (vgl. Tab. 14, Spalten 24-25). Mit Ausnahme von *Scutellaria galericulata* fehlen die Verbandscharakterarten.

Die Bestände werden in der Regel einmal im Frühsommer gemäht. In wenigen Teichanlagen erfolgt eine zweite Mahd im Spätsommer.

Caricetum vesicariae Br.-Bl. & Denis 26
Blasenseggen-Ried
Tabelle 14, Spalten 33-39

Die Blasen-Segge bildet gelegentlich kleinflächige Dominanzbestände an Flachuferbereichen, die vormals beweidet wurden und jetzt abgezäunt sind. Das lehmige, mäßig humose Substrat ist meist geringfügig überstaut.
Die Dominanzbestände von *Carex vesicaria* sind meist kurzlebig und werden in erster Linie durch die Einwanderung von *Glyceria maxima* verdrängt. Weitere konkurrenzschwache Arten wie *Butomus umbellatus*, *Schoenoplectus tabernaemontani* und *Eleocharis palustris* treten als Begleiter auf.
Die Gesellschaft weist einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt im Östlichen Hügelland auf, da Uferbeweidung dort am häufigsten vorkommt. Sie tritt jedoch sporadisch auch in den anderen Naturräumen Schleswig-Holsteins auf, wo sie insbesondere gemeinsam mit *Eleocharis palustris*-dominierten Kleinröhrichten an ehemaligen Störstellen wie Teicheinfahrten zu finden ist.

Caricetum paniculatae Wang. 16 ap. v. Rochow 51
Rispenseggen-Ried
Tabelle 14, Spalten 40-54

Die Rispen-Segge beherrscht durch ihren imposanten Wuchs die Vegetation der Böschungen an vielen Steilufern der Geestteiche. Sie besiedelt hier vergleichbare Standorte wie *Carex gracilis* und *Sparganium erectum* in der Jungmoränenlandschaft, die in auffälliger Weise an den untersuchten Teichen mit der Rispen-Segge nicht gemeinsam vorkommen.
Das Rispenseggen-Ried ist die häufigste Teichsaumgesellschaft in der Altmoränenlandschaft. Im Östlichen Hügelland kommt es nur sporadisch an waldnahen Teichen der Binnensandergebiete vor.

Die Gesellschaft zeigt an den untersuchten Gewässern eine deutliche Affinität für stark sandige Böden und waldnahe Lagen. In Gegensatz zur von DIERSSEN et al. 1988 (S. 43) vertretenen Ansicht ist *Carex paniculata* nicht auf quellige Standorte beschränkt. Eine schwache Wasserzügigkeit im Wurzelbereich könnte sich lediglich aus langsamen Wasserbewegungen in sandigen Dammkörpern insbesondere bei Teichen ergeben, die terrassenartig in Talzügen angelegt sind, oder wenn Umlaufgräben unterhalb der Dämme verlaufen. An der Mehrzahl der Fundorte ist eine solche Situation jedoch nicht gegeben. Vermutlich sind in sandigen Böden die Austauschvorgänge zwischen Porenwasser und Teichwasserkörper intensiver sowie die Kationenfestlegung schwächer als auf lehmigen Substraten, so daß die Rispensegge von der Nährstofffracht des benachbarten Gewässers profitiert.

Die Bestände weisen in den verschiedenen Teichanlagen eine sehr einheitliche floristische Zusammensetzung auf. Die häufigsten begleitenden Arten sind *Scirpus sylvaticus*, *Juncus*

effusus, *Cirsium palustre* und *Urtica dioica*. Hohe Deckungsanteilen der Molinio-Arrhenatheretea-Arten charakterisieren Frühstadien der Gesellschaftsentwicklung bei der Besiedlung von frisch angelegten Böschungen. Mittelfristig setzt sich die Rispen-Segge wegen ihrer dominanten Wuchsform durch. Gelegentlich sind einartige *Carex paniculata*-Bestände entwickelt, die sich aus einer einzigen, uferparallelen Bultreihe mit Durchmessern bis zu 2 m zusammensetzen.
Die Bestände können nur in ihren Frühstadien gemäht werden.

Caricetum elatae Koch 26
Steifseggen-Ried
Tabelle 14, Spalten 55-65

Das Steifseggen-Ried kommt an den schleswig-holsteinischen Fischteichen überwiegend in den östlichen Landesteilen mit einem schwachen Schwerpunkt in den Binnensandergebieten vor.
Die Steif-Segge findet in extensiv genutzten Karpfenteichen Entwicklungsbedingungen, die ihren natürlichen Wuchsorten insbesondere bezüglich ihres Wasserregimes entsprechen (vgl. PREISING et al 1990:87). *Carex elata* besiedelt in erster Linie Gewässer mit extensiv oder nicht gepflegten Ufern und bildet in Buchten meist kleinflächige Verlandungsbestände. Die Steif-Segge ist auf mineralischen Substraten und an Steilufer nur selten vertreten und wenig wüchsig.

Nach Aufgabe der Bewirtschaftung kann sich das Caricetum elatae nur bei vergleichsweise schwacher Nährstoffversorgung gewässereinwärts ausbreiten, da bei höherem Nährstoffangebot der Wasserschwaden und der Breitblättrige Rohrkolben sich als schnellere Besiedler erweisen. Aus diesem Grund dominiert *Carex elata* vor allem bei forstlicher Nutzung im Einzugsgebiet des Teiches.

Die Bestände der Steif-Segge heben sich von den bisher vorgestellten Magnocaricion-Einheiten durch das etwas stetigere Auftreten der Verbandscharakterarten hervor.

Phalaris arundinacea-Gesellschaft
Gesellschaft des Rohrglanzgrases
Tabelle 14, Spalten 66-72

Phalaris arundinacea kann an steilen Böschungen oberhalb des Seggengürtels oder an der Landseite von Großröhrichten zur Dominanz gelangen.
Mit dem Phalaridetum arundinaceae (Koch 26) Libbert 31, das für Fließgewässerufer mit stark schwankenden Wasserständen charakteristisch ist, haben die angetroffenen Bestände - bis auf die namengebende Art - kaum floristische Gemeinsamkeiten. Standörtlich entsprechen sie Landschilf-Beständen, mit denen sie oft vergesellschaftet sind. Überschwemmungsphasen sind - wenn sie überhaupt stattfinden - nur von kurzer Dauer.
Floristisch stehen die aufgenommenen Bestände dem Phragmition näher als dem Magnocaricion. Artemisietea-Arten erreichen nur geringe Deckungswerte, was eher auf die Wüchsigkeit des Rohrglanzgrases als auf eine geringe Eignung der Flächen für Ruderalarten zurück-

zuführen ist.
Die *Phalaris arundinacea*-Gesellschaft kommt an den Teichen aller Landschaftszonen Schleswig-Holsteins vor. Dort wo ihre Bestände die oberen Bereiche der Böschungen einnehmen, besiedeln sie zugleich die Dammkrone.

Calamagrostis canescens-Gesellschaft
Gesellschaft des Sumpfreitgrases
Tabelle 14, Spalten 74-79

Das Sumpfreitgras bildet dicht verfilzte Dominanzbestände, aus denen nur einige höherwüchsige Helophyten von verminderter Vitalität herausragen. Die Standorte liegen in der Regel oberhalb der Linie des höchsten Wasserstandes.
Die Gesellschaft ist in allen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins vertreten und kann insbesondere in stillgelegten, in Verlandung begriffenen Teichen große Flächen einnehmen.

Calamagrostis canescens tritt als Begleiter in den meisten Magnocarion-Gesellschaften der Uferböschungen auf und breitet sich bei Verlandung des Teiches von dort in die vorgelagerten Röhrichte aus.
Dem Vorkommen von *Calamagrostis canescens* kommt bezüglich der Vegetationsdynamik nach Nutzungsaufgabe ein hoher diagnostischer Wert zu. Die Sukzession bringt bei starker Ausbreitung des Sumpfreitgrases artenarme Degradationsstadien der Röhrichte hervor, die bis zur Ansiedlung von Weidengebüschen quasi unverändert verharren, weil die starke Streubildung die Etablierung anderer Arten unterdrückt. Selbst die Einwanderung von Weiden scheint in erster Linie durch Astbewurzelung zu erfolgen.

Als Begleiter treten nur ausdauernde Arten wie *Juncus effusus* oder *Lysimachia vulgaris* auf. Die Ansiedlung von einjährigen Arten wird durch das Sumpfreitgras unterdrückt. *Solanum dulcamara* kann als Schlingpflanze in die Bestände einwandern (vgl. Tab. 14, Spalten 76-79).
Die artenarme Gesellschaft zeigt wenig Gemeinsamkeiten mit den artenreichen Beständen des Peucedano-Calamogrostietum canescentis Weber 78, wie sie auch in Schleswig-Holstein ausgebildet sind (vgl. ALTROCK 1987:44ff).

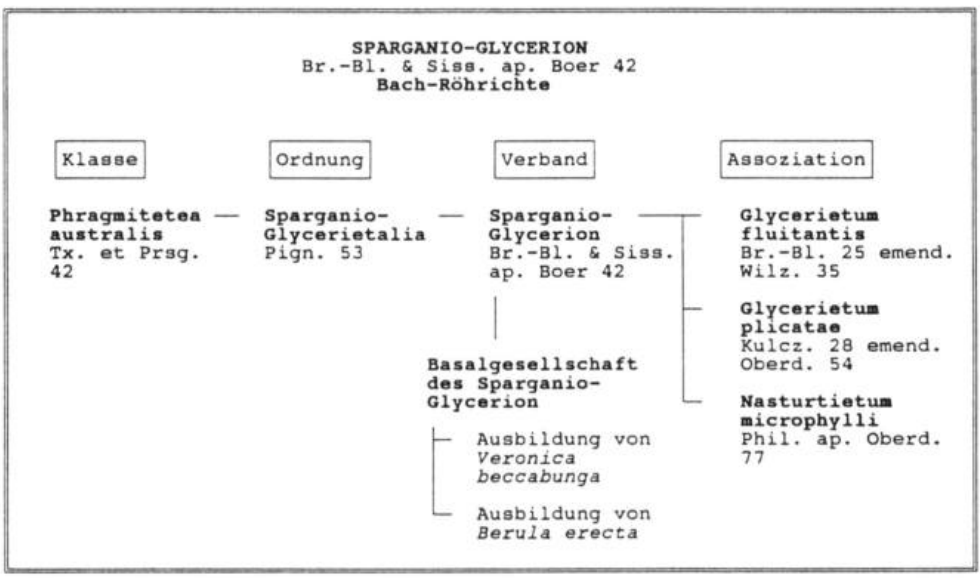
7.2.7.3. Sparganio-Glycerion Br.-Bl. & Siss. ap. Boer 42
Bach-Röhrichte
Tabelle 15

Glycerietum fluitantis Br.-Bl. 25 emend. Wilz. 35
Flutschwaden-Bachried
Tabelle 15, Spalten 1-5

Der Flutschwaden gehört zu den häufigen Arten in den schleswig-holsteinischen Teichen. Er kann als Begleiter in fast allen Potamogetonetea- und Phragmitetea-Gesellschaften auftreten. Zur Dominanz gelangt er jedoch nur in Gewässern, die im Winterhalbjahr Wasser führen.

Zur Dominanz gelangt er jedoch nur in Gewässern, die im Winterhalbjahr Wasser führen. Charakteristische Standorte sind waldnahe Teiche, die durch Quellen gespeist und schwach durchströmt werden. Dort bildet der wintergrüne Flutschwaden zunächst kreisförmige, schwimmende Inseln, die in der zweiten Sommerhälfte zu geschlossenen Decken zusammenwachsen (vgl. Abb .15, S. 159).

Übersicht über Bach-Röhrichte an den untersuchten Gewässern



Bei winterlicher Trockenlegung gehen die Bestände stark zurück. Die Gesellschaft hat deshalb einen zweiten Verbreitungsschwerpunkt in den Gewässern, die im Winter bespannt bleiben und im Sommer abgelassen werden. Kurz vor der Wiederbespannung werden die Bestände gemäht (vgl. Abb. 15), da die Zersetzung des Mähgutes eine organische Düngung des Wassers bewirkt. Bei längerer Trockenlegung wird der Flutschwaden durch *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* verdrängt (vgl. HEJNY 1960:332).
Die Häufigkeit der Gesellschaft in der Altmoränenlandschaft erklärt sich durch den Verbreitungsschwerpunkt der quelligen Teiche und der Kaltwasser-Zierfischzucht in diesem Gebiet.

Die überwinternden Sprosse von *Glyceria fluitans* zersetzen sich gegen Ende April und führen zu einer charakteristischen Trübung und braunen Färbung der Wuchsgewässer, die sich nachteilig auf die Entwicklung von früh austreibenden submersen Arten auswirkt. Als Begleiter dominieren Arten, die wie Lemniden oder *Potamogeton natans* ihre Assimilationsorganen an der Wasseroberfläche ausbilden. Diese Vergesellschaftung ist nach MIERWALD 1988 charakteristisch für Ausbildungen der Gesellschaft im tieferen Wasser (MIERWALD 1988:166). In der Grundschicht von dichten Flutschwaden-Decken kann *Fontinalis antipyretica* hohe Deckungswerte erreichen (vgl. Tab. 15, Spalte 2).
Der häufigste und auffälligste Begleiter ist *Oenanthe aquatica*, dessen Blütenstände die Flutschwaden-Decken im Sommer überragen. Die aufgenommenen Bestände stehen dem

Glycerio-Oenanthetum aquaticae Hejny 48 nahe, das aus anderen Teichlandschaften beschrieben wurde (vgl. FRANKE 1987:85).

Abb. 15: Schwimmende *Glyceria fluitans*-Bestände in einer Teichanlage bei Grambek (TK 25 2430 Gudow)

Glycerietum plicatae Kulcz. 24 emend. Oberd. 54
Faltschwaden-Ried
Tabelle 15, Spalten 6-7

Nasturtietum microphylli Phil. ap. Oberd. 77
Ried der Kleinblättrigen Brunnenkresse
Tabelle 15, Spalten 8-10

Basalgesellschaft des Sparganio-Glycerion
Ausbildung von *Veronica beccabunga*
Tabelle 15, Spalten 11-12

Basalgesellschaft des Sparganio-Glycerion
Ausbildung von *Berula erecta*
Tabelle 15, Spalten 13-16

Die Bestände des Faltschwaden-Riedes, des Riedes der Kleinblättrigen Brunnenkresse sowie der *Berula erecta*- und der *Veronica beccabunga*-Ausbildungen der Basalgesellschaft unter-

scheiden standörtlich nur geringfügig, weshalb sie hier gemeinsam vorgestellt werden.

Sie entwickeln sich vornehmlich an wasserzügigen Flachuferbereichen. In Teichanlagen der Geest ist Wasserzügigkeit nicht grundsätzlich mit Quelltätigkeit verbunden, sondern kann sich auch bei Höhenunterschieden zwischen den Wasserspiegeln benachbarter Teiche aus der Sickerwasserbewegung durch sandige Dammkörper ergeben. Da das Substrat sich an solchen Stellen schlecht trockenlegen läßt, ist der Boden meist stark humos. Eine weitere Voraussetzung für die Entwicklung der Gesellschaften ist das Fehlen von dichten Röhrichtbeständen.

Die vier Gesellschaften kommen kleinflächig an Gewässern aller Landschaftsräumen vor.
Das Glycerietum plicatae dominiert an beweideten Ufersäumen, die stark mit Dung angereichert werden (vgl. auch POTT 1980: 125), während das Nasturtietum microphylli, die *Veronica beccabunga*- und die *Berula erecta*-Ausbildungen der Basalgesellschaft nur trittunbeeinflußte Flächen besiedeln.

7.2.7.4. Basalgesellschaft der Phragmitetea australis

Tabelle 13

Basalgesellschaft der Phragmitetea
Ausbildung des Teich-Schachtelhalmes
Tabelle 13 Spalten 41-43

Der Teich-Schachtelhalm *Equisetum fluviatile* gehört zu den gefürchtesten Teich"un"kräutern. Er kann innerhalb weniger Jahre große Flächen bis zu einer Wassertiefe von ca. 1 m besiedeln und bildet derart dichte Bestände, daß die Flächen als Lebensraum für Fische ganz ausfallen. Der Teich-Schachtelhalm ist sehr schwierig zurückzudrängen. Seine Vitalität wird durch winterliche Trockenlegung und Umbruch des Teichbodens nur wenig beeinträchtigt, da die Pflanze nach der Wiederbespannung auch aus Rhizombruchstücken treibt.

Equisetum fluviatile ist in den schleswig-holsteinischen Teichen nicht auf humose Substrate beschränkt, sondern kommt auch auf sandigen Böden vor. Lediglich rein mineralische, stark lehmige Böden werden weitgehend gemieden.
Die Gesellschaft kommt überwiegend in Geest-Teichen vor, die in Heide- oder Waldgebieten liegen und deshalb wenig oder nur mäßig mit Phosphorverbindungen belastet sind.

Der Teich-Schachtelhalm bildet oft einartige Kolonien, die als Verlandungspioniere dem Großröhricht-Gürtel vorgelagert vordringen. Die Bestände sind in der Regel so dicht, daß keine Durchdringung mit submersen Arten stattfindet (vgl. Tab. 13, Spalte 43). Begleiter aus der Phragmitetea sind lediglich in den Frühstadien der Gesellschaftsentwicklung vertreten, die durch Aufnahme 42 in Tabelle 13 aus einem frisch restaurierten Teich dokumentiert werden.

Basalgesellschaft der Phragmitetea
Ausbildung der Gemeinen Sumpfsimse
Tabelle 13, Spalten 44-48

Die Bestände der Gemeinen Sumpfsimse zeigen Störstellen der Teichufer an. Als wenig tritt- und beweidungsempfindliche Art ist *Eleocharis palustris* charakteristisch für Teicheinfahrten.
Von dort aus können sich ihre Bestände nach Bewirtschaftungsaufgabe kurzfristig ausbreiten. Mittelfristig werden sie jedoch durch Großröhrichte verdrängt.

Weitere charakteristische Wuchsorte stellen die sommerlich abgelassenen Gründe der Laichteiche dar, auf denen gemeinsam mit *Eleocharis palustris* weitere Amphiphyten wie *Alisma plantago-aquatica* und *Glyceria fluitans* vorkommen. Die Überflutung erstreckt sich nur auf wenige Wochen im Frühsommer, so daß diejenigen Arten Konkurrenzvorteile besitzen, die sowohl eine Hydrophase wie auch eine lange limose und terrestrische Phase überdauern können.
Während des Sommers werden die Flächen in der Regel einmal gemäht, um die Entwicklung von rein terrestrischen Stauden zu unterbinden. Denselben Zweck hat die flache Überstauung der Laichteiche für einige Wochen nach dem Umsetzen der Jungfische.
In Kombination mit der Mahd scheint dieser Bespannungsrhythmus *Eleocharis palustris* besonders zu fördern.

Basalgesellschaft der Phragmitetea
Ausbildung der Wasser-Schwertlilie
Tabelle 13, Spalten 48-50

Einartige Bestände der Wasser-Schwertlilie besiedeln schwerpunktmäßig die stark beschatteten Uferabschnitte der untersuchten Gewässer.
Die Gesellschaft wurde überwiegend in der Jungmoränenlandschaft angetroffen, wo sie auf offenen Flächen auch im Wechsel mit den Caricetum gracilis und mit dem Sparganietum erecti auftreten kann.

***Carex rostrata*-Bestände**
Tabelle 13, Spalten 51-57

Artenarme Bestände der Schnabelsegge *Carex rostrata* stellen ein charakteristisches Element der Vegetation der Teiche der Altmoränenlandschaft dar.
Sie schließen sich an die Wasserseite der Großröhrichte an und bauen schmale Säume auf. Seltener werden größere, bis zu 100 m² große "Inseln" gebildet (vgl. Abb. 33, Kap. 8.2.4.2.). An steilen Uferböschungen, an denen Röhrichte fehlen, grenzen die *Carex rostrata*-Bestände unmittelbar an Großseggenrieder an.
Ferner tritt *Carex rostrata* in "fleckig" zusammengesetzten Röhrichten auf, in denen sich verschiedene Sproßkolonien der Hauptröhrichtbildner wie Schilf, Rohrkolben- und Teichsimsenarten am Ufer entlang ablösen. Ebenso wie der Teich-Schachtelhalm oder die Strandsimse vermag die Schnabelsegge dichte Dominanzbestände aufzubauen und dringt bis zu einer

Wassertiefe von ca. 60 cm vor.
Carex rostrata-Bestände kommen ausschließlich auf sandigen Substraten vor. Die Wuchsgewässer werden jeden Winter abgelassen und erst im April wieder bespannt, so daß die Böden meist sehr humusarm sind. Die Teiche werden als Streckteiche oder als Abwachsteiche genutzt. Einige der Gewässer werden sogar semi-intensiv genutzt und müssen im Hochsommer aufgrund der hohen Besatzdichten belüftet werden. Eine Korrelation zwischen dem Auftreten der als mesotraphent geltenden Schnabelsegge und der Wasserqualität ist offensichtlich nicht gegeben.

Gemeinhin wird *Carex rostrata* als Charakterart der Scheuchzerio-Caricetea nigrae (Nordh. 36) Tx 37 zugeordnet. In den untersuchten Gewässern fehlen den Beständen jedoch weitere Arten dieser Klasse. Als einzige Begleiter treten verschiedene Arten des Phragmition auf. Die Standorte und die Dynamik der Bestände ähneln stark denjenigen von *Equisetum fluviatile*. Aus diesen Grund werden diese bewirtschaftungsabhängigen *Carex rostrata*-Bestände in der vorliegenden Untersuchung ranglos der Phragmitetea zugeordnet.

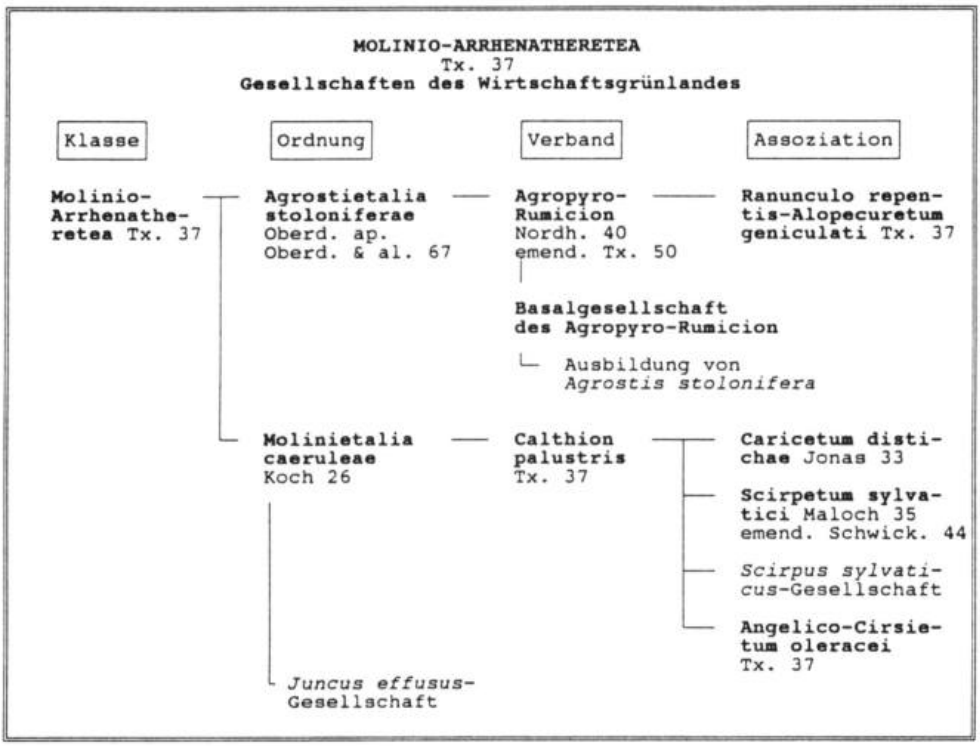
7.2.8. Molinio-Arrhenatheretea Tx. 37
Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes

Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes sind im Umfeld bewirtschafteter Teiche weit verbreitet. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden jedoch nur die Gesellschaften berücksichtigt, deren Entwicklung vom Teichwasserkörper geprägt wird. Es wird deshalb auf Glatthafer-Wiesen (Arrhenatherion elatioris Pawl.), Wirtschaftsweiden (Cynosurion Tx. 47) und Wegerich-Trittrasen (Lolio-Plantaginion Siss. 69) hier nicht näher eingegangen.

7.2.8.1. Agropyro-Rumicion Nordh. 40 emend. Tx. 50
Flutrasen-Gesellschaften
Tabelle 16

Flutrasen-Gesellschaften entwickeln sich an Flachuferbereichen, an denen Röhrichte und Großseggen-Rieder fehlen. Diese Voraussetzungen sind in erster Linie bei Beweidung des Ufers oder dort erfüllt, wo sich wiederholt mechanische Störungen (z.B. an Teicheinfahrten) ereignen. Die angetroffenen Bestände stellen deshalb Ersatzgesellschaften von Einheiten der Phragmitetea dar.
Die Vernässung der Uferbereiche durch den benachbarten Teich verhindert in der Regel den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen auf den angrenzenden Weiden, so daß diese weder umgebrochen noch gedüngt werden und typische Magerkeitszeiger wie *Carex nigra* auftreten können (vgl. Tab. 16, Spalten 2, 11-12).
Die Flutrasenarten, die als Begleiter in den meisten Gesellschaften der Uferbereiche vertreten sind, neigen dazu, sich von der Uferböschung aus auf gesömmerte Teichgründe auszubreiten. Die Zeit bis zur Wiederbespannung reicht jedoch selten zur Ausbildung von gut entwickelten Beständen aus. Günstige Bedingungen sind gelegentlich auf den Gründen der Laichteiche erfüllt.

Übersicht über behandelte Gesellschaften der Klasse Molinio-Arrhenatheretea an den untersuchten Gewässern



Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati Tx. 37
Knickfuchsschwanz-Rasen
Tabelle 16, Spalten 1-7

Der Knickfuchsschwanz-Rasen entwickelt sich an Flachufern teicheinwärts bis unmittelbar an die Wasserlinie, bildet aber selten flutende Decken aus. Das angrenzende Grünland wird in der Regel nur extensiv beweidet. Bei stärkerem Beweidungsdruck tritt *Alopecurus geniculatus* zugunsten von Arten der Bidentetea zurück. Die soziologische Zugehörigkeit der Bestände ist durch das sehr stete Auftreten der Assoziations- und Verbandscharakterarten eindeutig. Die Gesellschaft kommt in allen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins vor. Ihr Verbreitungsschwerpunkt im Östlichen Hügelland ergibt aus der dortigen Häufigkeit der beweideten Flachuferabschnitten bei gleichmäßig hohem Teichwasserspiegel im Sommerhalbjahr.

Basalgesellschaft des Agropyro-Rumicion
Ausbildung des Weißen Straußgrases
Tabelle 16, Spalten 8-12

Das Weiße Straußgras *Agrostis stolonifera* bildet an beweideten Teichufern artenarme, oft

schwimmende Bestände, die sich bis zu einem Tiefenbereich von 20 bis 30 cm auf der Wasseroberfläche ausbreiten können. Bei starker Trittbelastung gehen die Bestände zurück. Die Gesellschaft ist deshalb optimal auf wassergesättigtem Schlamm entwickelt, der wegen seiner geringen Tragfähigkeit von Weidetieren gemieden wird.
Agrostis stolonifera kann sich über dichten Lemniden-Decken oder angespültem Pflanzenmaterial ausbreiten. Bei langsamem Abfallen des Wassers kann das Weiße Straußgras derart dichte Bestände aufbauen, daß selbst das Aufkommen der wuchskräftigen Zweizahnfluren unterbunden wird. Lediglich Trittschäden erleichtern durch Schaffung offener Flächen das Keimen der Annuellen.
Landseitig kann sich ein Knickfuchsschwanz-Rasen anschließen. Diese Zonierung ergibt sich aus dem stärkeren Invasionspotential von *Agrostis stolonifera*, das freiwerdende Ufersäume schneller als *Alopecurus geniculatus* zu besiedeln vermag.

7.2.8.2. Calthion palustris Tx. 37
Sumpfdotterblumen-Feuchtwiesen
Tabelle 17

Caricetum distichae Jonas 33
Gesellschaft der Zweizeiligen Segge
Tabelle 17, Spalten 1-3

Das Caricetum distichae ist nur selten und kleinflächig an Teichufern anzutreffen. Die Wuchsorte liegen an der Landseite des Röhrichtes und wurden in der Vergangenheit extensiv beweidet oder gemäht. Nach Abzäunung dringt *Phalaris arundinacea* in die Flächen ein (vgl. Tab. 17, Spalten 1-2) und verdrängt mittelfristig die Zweizeilige Segge.
Arten des Agropyro-Rumicion sind für die aufgenommenen Bestände charakteristisch und weisen nach SCHRAUTZER 1988 (S. 110) auf ehemalige Beweidung hin. Die Gesellschaft wurde nur an Flachufern von Teichen des Östlichen Hügellandes festgestellt.

Scirpetum sylvatici Maloch 35 emend. Schwick. 44
Waldsimsen-Sumpf
Tabelle 17, Spalten 4-6

***Scirpus sylvaticus*-Gesellschaft**
Tabelle 17, Spalten 7-10

Dominanzbestände der Waldsimse *Scirpus sylvaticus* kommen an den untersuchten Gewässern an zwei verschiedenen Standorttypen vor.

Auf sandigen Steilufern der Geest-Teiche wechseln Waldsimsen-Flächen kleinräumig mit den bereits beschriebenen *Carex paniculata*-Beständen, an deren Aufbau die Waldsimse ebenfalls beteiligt ist (vgl. Kap. 7.2.7.2.). *Scirpus sylvaticus* erreicht ähnlich wie *Carex paniculata* den Teichwasserspiegel mit den Wurzeln und ist nicht an quellige Standorte gebunden.
Bei starker Vernässung der Dämme breitet sich die Waldsimse auf dem gesamten Dammkronenbereich aus und wird ein bis zwei Mal im Jahr gemäht. Häufigste Begleiter sind *Juncus*

effusus und *Urtica dioica*.

Die Waldsimsen-Bestände, die im Östlichen Hügelland angetroffen wurden, sind durch das Vorkommen von *Cirsium oleraceum* gekennzeichnet (vgl. Tab. 17, Spalten 4-7) und besiedeln quellige Bereiche in der Verlandungszone größerer Teiche, während das floristisch verwandte Angelico-Cirsietum oleracei (siehe unten) die trockeneren Flächen einnimmt. Die häufigsten Begleitarten sind auch hier *Juncus effusus* und *Urtica dioica*. Nur solche Bestände entsprechen dem Scirpetum sylvatici (vgl. Beschreibung bei SCHRAUTZER 1988:115), während die Waldsimsenflächen der Geest-Teiche standörtlich dem Magnocaricion näher stehen.

Die floristische Armut, die bereits bei der Besprechung der Großseggen-Rieder hervorgehoben wurde, verhindert jedoch eine eindeutige Zuordnung der an den Geest-Teichen vorkommenden *Scirpus sylvaticus*-Dominanzbestände weder zum Magnocaricion noch zum Scirpetum sylvatici. Sie werden deshalb hier als *Scirpus sylvaticus*-Gesellschaft bezeichnet und vorerst in die Nähe des Calthion gestellt.

Angelico-Cirsietum oleracei Tx. 37
Kohldistelwiese
Tabelle 17, Spalten 11-14

Dominanzbestände der Kohldistel wurden nur in der Jungmoränenlandschaft in der Verlandungszone einiger großer Abwachsteiche angetroffen. Bei sämtlichen Standorten handelt es sich um brachliegende Weiden. Ruderale Arten wie *Urtica dioica* oder *Galium aparine* sind mit hoher Stetigkeit vertreten. Die bodennahe Schicht der Bestände wird von einem dichten Sumpfreitgras-Filz beherrscht.
Die Niedermoortorfe, die das Substrat bilden, sind mit hoher Wahrscheinlichkeit älter als die Teichnutzung (vgl. 6.3.2.). Die Bestände selbst verdanken ihre Existenz dem benachbarten Teich, dessen hoch anstehender Wasserspiegel eine Intensivierung der Weidenutzung vereitelte und das Brachfallen der Flächen verursachte.

***Juncus effusus*-Gesellschaft**
Gesellschaft der Flatter-Binse
Tabelle 17, Spalten 15-17

Die *Juncus effusus*-Gesellschaft besiedelt an Steilufern der Geest-Teiche vergleichbare Standorte wie das Caricetum paniculatae und die *Scirpus sylvaticus*-Gesellschaft.
Dominanzbestände von *Juncus effusus* charakterisieren neu angelegte Böschungen, die die Flatter-Binse aufgrund ihrer ausgesprochenen Pioniereigenschaften rasch besiedeln kann.
In der Regel wird die Binse jedoch von der Rispen-Segge verdrängt. Durch Mahd wird *Juncus effusus* geschwächt, so daß sich *Carex paniculata*-Jungpflanzen - zunächst unbemerkt - an der Wasserlinie etablieren können. Die wuchskräftige Rispen-Segge setzt bald jedem Schnitt ein Ende und kann sich anschließend ungehindert am Ufer entlang ausbreiten.
Lediglich wenn der Standort einer intensiven Pflege (z.B.durch Schafbeweidung) unterliegt, kann sich langfristig ein schmaler *Juncus effusus*-Saum am Ufer behaupten.

7.2.9. Grenzen der Einsatzmöglichkeiten der pflanzensoziologischen Klassifikation

Es wurde mehrfach deutlich, daß die Zuordnung der vorgefundenen Pflanzenbestände zu Einheiten der pflanzensoziologischen Taxonomie insbesondere im aquatischen Bereich Schwierigkeiten bereitet und in mehreren Fällen unbefriedigend bleibt.
Viele der angetroffenen Bestände mußten als ranglose Gesellschaften oder als Ausbildungen der Basalgesellschaften von Verbänden oder Klassen eingestuft werden. Insbesondere bei einer derart weitgefaßten Klasse wie der Potamogetonetea ist die synökologische Aussagekraft der pflanzensoziologischen Ansprache als Basalgesellschaft der Klasse extrem gering und entspricht etwa der Bezeichnung "Wasserpflanzenbestand".

Die Anwendungsschwierigkeiten der Syntaxonomie zur Kennzeichnung der aquatischen Teichvegetation sind auf verschiedene, teilweise systemimmanente Ursachen zurückzuführen.

7.2.9.1. Bearbeitungsdefizit für gestörte Vegetationsbestände

Der Vegetation gestörter Standorte wurde bislang sowohl im terrestrischen als auch im aquatischen Bereich mit einigen Ausnahmen weniger Beachtung als den naturnahen Vegetationstypen geschenkt. Dieses gilt unabhängig von den gewählten Klassifikationsansätzen sowohl für pflanzensoziologisch wie auch für numerisch orientierte Arbeitsweisen.

Dieses Bearbeitungsdefizit ist zum einen auf unterschwellige Werturteile bezüglich der Naturnähe bzw. der Naturferne zurückzuführen, die die Vegetation der anthropogen geprägten Standorte lange als weniger bearbeitungswürdig erscheinen ließ. Ferner ist häufige Störung meist mit einem höheren Anteil zufallsbedingter Phänomene am Aufbau der Vegetationsdecke verbunden, der das Erkennen von Regelhaftigkeiten erschweren kann. Es wird davon ausgegangen, daß der Anteil der stochastischen Erscheinungen mit fortschreitender Sukzession bis zur Ausbildung von "geordneten", "ausgereiften" Strukturen auf der Ebene der Bioceonosen abnimmt. Demzufolge wird erwartet, daß die Bildung von Typen und Klassen in ungestörten Systemen abgesicherter und eindeutiger sei.

Der aquatische Bereich wurde in dieser Hinsicht noch stärker vernachlässigt. Bezeichnenderweise wurde der terrestrischen Vegetation der periodisch trockenfallenden Gewässerböden in der Syntaxonomie eine eigene Klasse, die Isoeto-Nanojuncetea bufonii Br.-Bl. & Tx 43, eingeräumt, während die Pflanzengemeinschaften der zugehörigen Hydrophase weitgehend unbearbeitet blieben.
Bei einer pflanzensoziologischen Beschreibung der Vegetation von bewirtschafteten Teichen muß deshalb auf ein System zurückgegriffen werden, das auf der Grundlage der Untersuchung naturnaher Gewässer entwickelt wurde. Im terrestrischen Bereich entspräche dieses Unterfangen einer Analyse des Wirtschaftsgrünlandes mit Hilfe der syntaxonomischen Einheiten der natürlichen Vegetation, in diesem Fall der natürlichen Graslandformationen.

Aufgrund der allgemein höheren Artenvielfalt im terrestrischen Bereich lassen sich anthropogene Dauerpioniergesellschaften wie Ackerwildkrautgesellschaften auf floristischer Basis charakterisieren. Im aquatischen Bereich sind dagegen dieselben Arten am Aufbau der Vegetation in ungenutzten und genutzten Gewässern beteiligt. Dieses ist eine Folge der

geringeren Artenvielfalt in einem Milieu, das einen Grenzbereich der Phanerogamenbesiedlung darstellt. Aufgrund der Konvergenz ihrer floristischen Zusammensetzungen mußten manche Bestände zu syntaxonomischen Einheiten gestellt werden, die weder eine gemeinsame Gesellschaftsgenese noch eine gemeinsame Gesellschaftsdynamik besitzen. Eine Klassifikation, die auf dem Prinzip der floristischen Verwandschaft beruht, ist nicht in der Lage, solche Unterschiede adäquat zu beschreiben.
Solange das Aufstellen einer formalen Klassifikation im Vordergrund steht, mag dieses nicht als störend empfunden werden. Sobald die abstrakten Typen der Klassifikation beispielsweise zur Indikation bestimmter Standorteigenschaften oder zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung in der Naturschutzpraxis herangezogen werden, muß mit Schwierigkeiten gerechnet werden. So wurde deutlich, daß die im ersten Teil der vorliegenden Untersuchung vorgestellten ökologischen Unterschiede zwischen bewirtschafteten und naturnahen Gewässern nicht zwangsläufig in der floristischen Zusammensetzung der Bestände, sondern viel eher durch ihre Struktur und ihre Dynamik zum Ausdruck kommen.

7.2.9.2. Konsequenzen des biocoenotischen Konzeptes der Vegetation für die Beschreibung von aquatischen Pionierstadien

Der Pflanzensoziologie liegt die Annahme zugrunde, daß die Vegetation sich in diskrete, organismisch funktionierende Einheiten gliedern läßt (BRAUN-BLANQUET 1928:1). Darauf ist zurückzuführen, daß bei der Methode von BRAUN-BLANQUET im Gegensatz zum synusialen Ansatz der Skandinavischen Schule sämtliche Schichten eines Bestandes gemeinsam aufgenommen werden (MÄKIRINTA 1981: 170). Diese Vorgehensweise mag im terrestrischen Bereich ihre Berechtigung haben, weil dort mehrschichtige Bestände wie Wälder nur in fortgeschrittenen Stadien der Biocoenosenentwicklung auftreten. Im aquatischen Milieu dagegen können wegen der unterschiedlichen Wuchshöhe der Pflanzen schon in Pionierstadien komplexe Schichtungen vorkommen. Aufgrund der hohen Dichte des Mediums Wasser können bei entsprechenden genetischen Voraussetzungen auch von einjährigen Trieben beträchtliche Wuchsleistungen erbracht werden, weil die energieaufwendige Ausbildung von Stützgewebe weitgehend ausbleiben kann. Ferner können freischwimmende Pflanzendecken leicht vom Wind verdriftet werden und wurzelnde Bestände überlagern. So können sich schon im ersten Jahr der Sukzession komplex strukturierte Vegetationsbestände entwickeln, die als Ergebnis der Simultanbesiedlung durch Arten unterschiedlichen Wuchspotentials zu verstehen sind.

Eine weitere Besonderheit der aquatischen Vegetation liegt darin, daß jede Schicht isoliert grundsätzlich besser gedeiht und in keiner existentiellen Abhängigkeit zu den anderen Schichten des Bestandes steht. Eine derartige Situation tritt in terrestrischen Beständen selten auf. So sind manche Schattenpflanzen der Krautschicht eines Buchenwaldes wegen ihrer mangelhaften Transpirationsregulierung ohne den Schutz des Baumbestandes nicht überlebensfähig. Im aquatischen Milieu beruhen die Abhängigkeitsverhältnisse zwischen den Synusien auf einseitigen Exklusionsbeziehungen, die sich aus dem Konkurrenzkampf vornehmlich um Licht und Nährstoffe ergeben. Funktionale Bindungen und gegenseitige Vorteile unter Bestandsschichten liegen jedoch nicht vor. Komplexe Strukturen sind deshalb in diesem Fall nicht grundsätzlich als sukzessionsbedingte, fortgeschrittene Nischendifferenzierung im Bestand zu interpretieren.

Im Falle von Pflanzenbeständen, deren Dynamik in erster Linie durch externe Einflüsse - hier durch die Nutzung - gesteuert wird, ist das interne Gemeinschaftsgefüge dementsprechend schwach ausgeprägt und dennoch sind in den untersuchten Gewässern komplexe, mehrschichtige Bestandsstrukturen entwickelt.
Eine "innere Organisation" (DIERSSEN 1990:10) kann sich in der knappen Zeitspanne bis zum nächsten katastrophenartigen Zusammenbruch der Bestände nicht entwickeln. Die Zusamensetzung der Makrophytenbestände, die bewirtschaftete Teiche besiedeln, hängt deshalb in erster Linie von den Koexistenzmöglichkeiten der verschiedenen Arten am Wuchsort ab. Weil die Störung nicht zufällig, sondern nach festen Bewirtschaftungszyklen eintritt, führen Auslesephänomene zu feststellbaren Regelhaftigkeiten der floristischen Zusammensetzung, die nicht auf die Herausbildung von Gesellschaften, sondern auf die Selektionsvorteile zurückzuführen sind, die sich für die einzelnen Arten aus bestimmten Lebensstrategien ergeben. Unter solchen Bedingungen können vergleichbare Artenkombinationen ohne internes Gesellschaftsgefüge zustandekommen. Damit verliert eine wichtige Grundannahme der Pflanzensoziologie ihre Gültigkeit.

Die grundsätzliche Dichotomie zwischen individualistischer und gemeinschaftsbezogener Auffassung der Vegetation durchzieht die Vegetationskunde bereits seit über 70 Jahren (vgl. CLEMENTS 1916 und GLEASON 1926). Während der individualistische Ansatz im Zusammenhang mit der Ausbreitung der Gradientanalyse im englisch-sprachigen Raum zur Vorherrschaft gelangte (Überblick in SHIPLEY & KEDDY 1987:47ff), konnte sich der organismische Ansatz im kontinentalen Europa vermutlich wegen der Durchsetzungsfähigkeit der pflanzensoziologischen Schule behaupten (vgl. WIEGLEB 1986:371).
Beide Theorien können zum Verständnis der Vegetationsentwicklung beitragen und es erscheint nicht zwingend, den einen oder anderen Ansatz grundsätzlich zu verwerfen. Vielmehr sollte die methodologische Entscheidung vom Grad der externen bzw. internen Steuerung der Bestandsentwicklung abhängig gemacht werden. Bei Systemen, deren Dynamik überwiegend extern durch natürliche oder anthropogene Störung gesteuert wird, ist die individualistische Betrachtungsweise erfolgsversprechender, während der bionocoenotische Ansatz für das Verständnis langfristig etablierten Vegetationstypen gute Dienste leisten kann.

Voraussetzung für eine flexible Vorgehensweise ist jedoch, daß ein differenziertes methodologisches Instrumentarium zur Verfügung steht.

8. Klassifizierung der bewirtschafteten Karpfenteiche nach Vegetationstypen

8.1. Typisierungsansatz

Eine auf Korrelationen von hydrochemischen Eigenschaften und Vegetation beruhende Typisierung ist, wie bereits dargestellt wurde, im Falle der untersuchten Gewässer nicht sinnvoll, da mit Ausnahme einiger stark quelligen Waldteiche sämtliche Gewässer als nährstoffreich einzustufen sind (vgl. Kap. 5.2.3.2.). Die tatsächlich angetroffene Vielfalt der Vegetationsausprägungen kommt bei diesem Typisierungsansatz nicht zum Ausdruck.
Eine Gliederung nach Verlandungsstadien (MIERWALD 1988) oder nach Verlandungsserien (PARDEY 1992) kann für genutzte Teiche nicht durchgeführt werden, da die Bewirtschaftung die Entwicklung von Verlandungskomplexen unterbindet. Weitere Typisierungsansätze, die auf meist durch die Tiefenverhältnisse begründete Zonierungsmuster in natürlichen Gewässern zurückgehen, sind in den weitgehend einheitlich flachen Teichen ebenfalls nicht anwendbar.

Die Typisierung der Teichvegetation auf der Grundlage der floristischen Zusammensetzung wird durch mehrere Umstände erschwert. Korrelationen von Wasser- und Ufervegetation liegen nur selten vor. Während die aquatischen Bestände in erster Linie durch den Bespannungsrhythmus beeinflußt wird, sind andere Standorteigenschaften wie die Bodenbeschaffenheit und die Ufermorphologie für die Röhrichte entscheidend (vgl. Kap. 7.2.3. und 7.2.7.).

Einige Besonderheiten der floristischen Zusammensetzung der Bestände erschweren den Einsatz von numerischen Klassifikationsverfahren. Wie die Auszählung der Stetigkeitswerte gezeigt hat (vgl. Kap. 7.1.2.), sind die Bestände von nur wenigen Arten derart stetig verbreitet, daß sie zu Klassifikationszwecken von vorn herein aus dem Datenpool ausgeschlossen werden dürften. Abgesehen von den besonderen Verhältnissen in der Jungmoränenlandschaft ist die Anzahl der nur sporadisch auftretenden Arten ebenfalls gering, so daß der gesamte Datensatz in die Berechnung einbezogen werden müßte. Das Verhältnis zwischen Anzahl der Standorte und Anzahl der Variablen (Pflanzenarten) ist deshalb sehr ungünstig.
Darüber hinaus kann die Mehrheit der vorkommenden Arten als Folge des zyklischen Pionierzustandes der Gewässer fast überall auftreten. Die Dominanzverhältnisse können allerdings sowohl räumlich wie auch zeitlich innerhalb einer Vegetationsperiode stark variieren. Um diesen Umständen gebührend Rechnung zu tragen, wäre im Vorfeld der Klassifikation eine Aufbereitung des Datenmaterials erforderlich gewesen, die das Ergebnis quasi vorwegnommen hätte.

Wie die Ergebnisse der Dauerbeobachtungen zeigen, setzt sich die submerse Vegetation bewirtschafteter Teiche aus verschiedenen dominanten Pflanzenpopulationen zusammen, die sich innerhalb einer Vegetationsperiode einander ablösen. Es erscheint deshalb sinnvoll, dieses besondere Merkmal der Vegetationsdynamik bei einer Typisierung zu berücksichtigen.
Die im Folgenden vorgestellten Vegetationstypen entsprechen Komplexen, die durch die **Reihenfolge ihrer aufbauenden Dominanzbestände (Stadien) in der zeitlichen Dimension** definiert werden.
Da die submerse Vegetation sich nach jeder Wiederbespannung neu aufbauen muß, stellen die Typen Entwicklungspotentiale dar, die in Abhängigkeit vom phänologischen Geschehen von Jahr zu Jahr mit leichten Abweichungen realisiert werden. So können besondere Witte-

rungsbedingungen im Frühling für manche Arten einen Entwicklungsvorsprung bedeuten, bzw. ihr Ausbleiben für eine Vegetationsperiode zur Folge haben.
Für Konstanz sorgen dagegen Arten, die aufgrund ihres dominanten Verhaltens die Abfolge der Stadien steuern. Wie im Kap. 7.2.3.4. gezeigt wurde, stellt *Potamogeton lucens* eine solche **Steuerart** dar. Steuerarten können, jedoch müssen nicht in jeder Phase des Zyklus dominant sein. So ist der Zeitpunkt des Zusammenbruchs von *Potamogeton lucens* für die Entwicklung des anschließenden *Ceratophyllum demersum*-Dominanzstadiums entscheidend.
Erst durch ihre besondere Zyklizität offenbart sich die Eigentümlichkeit der einzelnen Teichtypen, deren Arteninventare sich oft - über das gesamte Jahr gemittelt - wenig unterscheiden. Zur Kennzeichnung der verschiedenen Komplexe wurden ihre jeweiligen Steuerarten herangezogen.
Der alljährlich ablaufende Zyklus steht im direktem Zusammenhang mit den Teichnutzungsformen, die für den Bespannungsrhythmus entscheidend sind. Die im Folgenden vorgestellten Vegetationstypen der bewirtschafteten Teichen lassen sich deshalb unmittelbar mit Nutzungstypen in Verbindung bringen.

8.2. Vorstellung der Vegetationstypen

Die vorgestellten Typen werden nach Nutzungen gegliedert und beziehen sich auf die Gewässer der Karpfenteichwirtschaft und der Kaltwasser-Zierfischzucht. Bei einigen Nutzungen wird ferner nach Landschaftszonen differenziert, da unter diesem Oberbegriff Unterschiede der Zulaufwassereigenschaften und der Bodenbeschaffenheit zum Ausdruck kommen.
Jeder Typ wird jeweils nach einer Steuerart benannt, die in einigen Fällen wegen der zyklischen Entwicklung der Vegetation nicht zu jeder Jahreszeit anzutreffen ist (s. oben).

Die Abfolge der Flutungs- und Trockenphasen wird als Kreis abgebildet, zu dessen Sektoren einige charakteristische Arten in der Reihenfolge ihrer zeitlichen Ablösung zugeordnet werden.
Die Zeitpunkte des Ablassens (A in der Kreisdarstellung) und der Bespannung (B in der Kreisdarstellung) werden mit ihren ungefähren Terminen in Schleswig-Holstein angegeben. Die Trockenphasen werden durch eine dünne Strichlinie, die Flutungsphasen durch einen breiteren Balken dargestellt. Die erwähnten Arten wurden nach der Stetigkeit ihres Auftretens bei einem gegebenen Typ ausgewählt. Allgemein verbreitete Arten wie *Alisma plantago-aquatica* werden nur dann erwähnt, wenn sie durch eine bestimmte Nutzung deutlich gefördert werden. Ferner werden auch einige weniger stete, aber geschützte Arten als mögliche Begleiter aufgeführt.

Querschnittzeichnungen vermitteln einen Eindruck über mögliche Vergesellschaftungen von Wasser- und Ufervegetation in Abhängigkeit von der Ufermorphologie. Die Zeichnungen geben für alle Teichtypen den Hochsommeraspekt wieder. Aus Gründen der Übersichtlichkeit stimmen die Größenverhältnisse zwischen den einzelnen gezeichneten Pflanzen nicht überein, weshalb der Maßstab auf den Abbildungen nicht angegeben wird.

Einzelheiten über die verschiedenen Pflanzenbestände sind aus der Beschreibung der Pflanzengesellschaften (Kap. 7.2.) zu entnehmen. Über Teichnutzungstypen und einzelne Bewirtschaftungsmaßnahmen informieren Kapitel 4 und 5.

8.2.1. Die Vegetation der Laichteiche
Eleocharis palustris-Typ

Laichteiche werden nur für eine kurze Zeit im Spätfrühling bespannt. Die Vegetation wird in der Hydrophase durch submerse und halb-submerse Formen von Helophyten geprägt, die in der Lage sind, die kurzfristige Überflutung zu ertragen. Arten, die gleichermaßen an Hydrophase und terrestrischer Phase angepaßt sind, haben hier einen entscheidenden Konkurrenzvorteil, was die Dominanz von *Polygonum amphibium* und *Glyceria fluitans* erklärt. Während der Hydrophase erreichen *Alisma plantago-aquatica* und *Eleocharis palustris* durch verstärktes Streckenwachstum die Wasseroberfläche, während *Lysimachia nummularia*, *Myosotis palustris agg.* und *Mentha aquatica agg.* als submerse Formen ausharren.

Auf feuchten Böden können sich während des Sommers Flutrasen und Zweizahnfluren entwickeln, die sich auf verbleibenden freien Flächen zwischen den sich in der terrestrischen Phase weiter entwickelnden Helophyten ausbreiten. Sehr dichte Flutrasen-Bestände können das Aufkommen von Bidention-Arten unterdrücken.
Auf dem Grund von rasch austrocknenden Laichteichen können sich bei langer sommerlicher Trockenphase rein terrestrische Lebensgemeinschaften entwickeln, die bei erneuter Flutung im Frühling rasch zusammenbrechen und die Sauerstoffbilanz im Laichteich belasten. Zur Vorbeugung dieser kritischen Situation werden die Teichgründe gemäht, was *Eleocharis palustris* zur Verdichtung seines Rhizomsystems anregt.
Die starken Wasserstandsschwankungen im Sommerhalbjahr fördern das Aufkommen von *Bolboschoenus maritimus* auf dem Teichgrund.
Die Uferbereiche werden in Frühling gründlich gemäht, da die laichenden Fische und anschließend die Entwicklung des empfindlichen Laiches sorgfältig beobachtet werden müssen. Großröhrichte fehlen deshalb an den Ufer der Laichteiche, während Kleinröhrichte, die den unteren Bereich der steilen Uferböschung besiedeln, für Laichteiche charakteristisch sind.

Abb. 16: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Eleocharis palustris*-Typs

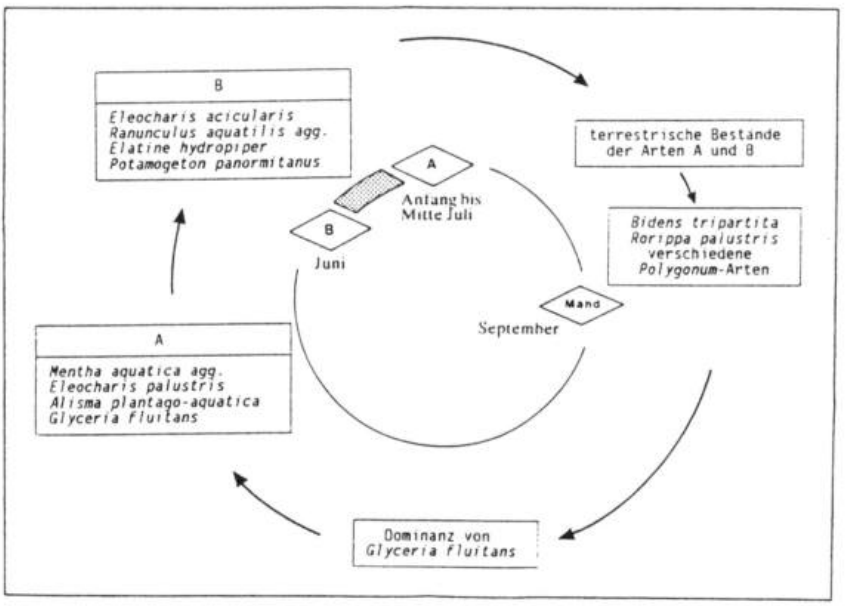


Abb. 17: Querschnittzeichnung durch einen abgelassenen Laichteich

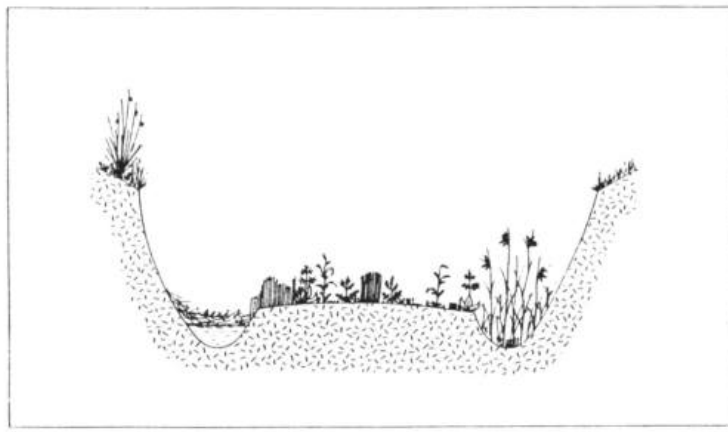


Abb. 18:
abgelassener Laichteich
bei Timmerhorn
(TK 25 2227 Bargteheide)
mit einem *Bolboschoenus maritimus*-Bestand
im mittleren Bildbereich
(27.8.1991)

8.2.2. Die Vegetation der Vorstreckteiche
Eleocharis acicularis-Typ

Vorstreckteiche werden für ca. 6 Wochen von Mitte Juni bis Ende Juli bespannt. Sie nehmen die Fischbrut auf, die aus den Laichteichen umgesetzt wird.

Die submerse Vegetation wird durch sich therophytisch verhaltende Arten wie *Potamogeton panormitanus*, *Callitriche palustris agg.*, *Ranunculus trichophyllus* und *Elatine hydropiper* beherrscht. Auf sandigen Böden ist *Eleocharis acicularis* stark vertreten. Zum Zeitpunkt des Ablassens hat das Zwerg-Laichkraut bereits Samen ausgebildet, während die anderen Arten erst in der Landformen üppig fruchten.
Nach ca. 2 Wochen erscheinen Zwergbinsen-Gesellschaften auf dem Teichgrund, die durch *Juncus bufonius* dominiert werden und im Laufe des Sommers zunehmend von terrestrischen Arten wie *Senecio vulgaris*, *Poa annua* und *Tripleurospermum inodorum* durchsetzt werden. Zweizahn-Fluren sind nur selten und bei langsam austrocknenden Böden vertreten.
Auf stark sandigen Böden und feuchter Witterung verharren dichte Populationen von *Eleocharis acicularis* solange auf dem Teichgrund, daß das *Juncus bufonius*-Stadium ausbleibt und die Nadelsimsen-Teppiche allmählich mit Landpflanzen durchsetzt sind.

Im Spätsommer werden die Vorstreckteiche oft wieder bespannt und als Winterungen genutzt. *Polygonum hydropiper* und *Epilobium tetragonum* strecken sich bis zur Wasseroberfläche und blühen. Ob die Pflanzen keimfähige Samen hervorbringen, konnte nicht überprüft werden. Zumindest bei *Epilobium tetragonum* kommt es zur Samendissemination. Die Zersetzung der terrestrischen Pflanzen ruft eine starke Trübung des Wassers hervor. Bei entsprechenden Temperaturen können sich dichte *Spirodela polyrhiza*-Populationen entwickeln, die den Teichgrund zusätzlich beschatten. Bei klareren Wasserverhältnissen keimt gelegentlich eine zweite Generation von *Potamogeton panormitanus* und *Callitriche palustris agg.*, die jedoch nicht mehr zur Samenausbildung gelangt. Während des Herbstes und des Winters entwickeln sich langgestreckte Unterwasserformen von *Eleocharis acicularis*.

Bei hohen Nährstoffgehalten des Wassers und sandigen Böden sind Massenentwicklungen von epipelischen Algen charakteristisch, die die Ausbildung von artenreichen submersen Gemeinschaften verhindern und Dominanz-Bestände von *Potamogeton panormitanus* zur Folge haben.
Nach der Trockenlegung bilden die Algen zähe, pergamentartige Überzüge, die die Keimung von charakteristischen Arten der limosen Phase unterbinden (vgl. Abb. 13, Kap. 7.2.6.). Wenn die Algen sich zersetzt haben, ist der Boden in der Regel bereits so stark ausgetrocknet, daß nur terrestrische Nitrophyten die Flächen kurzfristig besiedeln.
Im Winter sind die Gewässer meist vegetationslos.

Abb. 19: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Eleocharis acicularis*-Typs

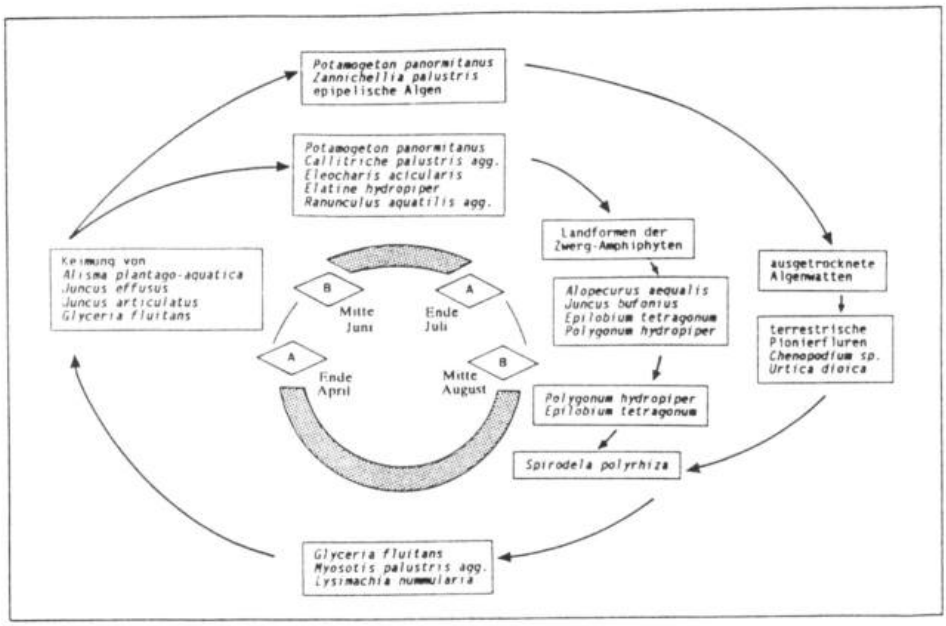
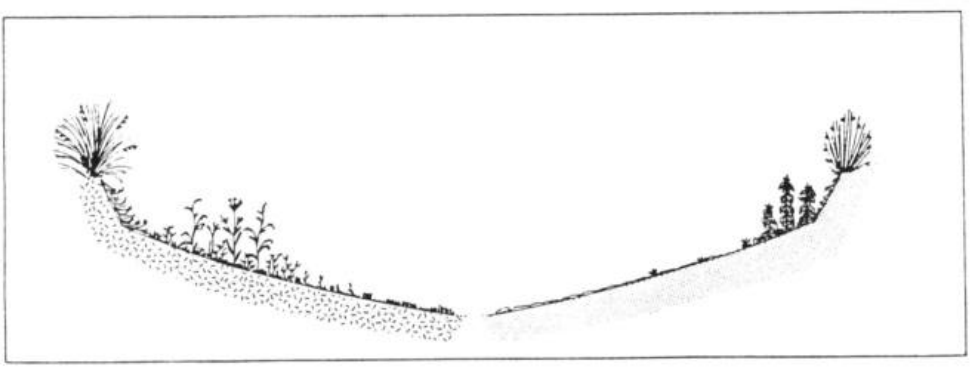


Abb. 20: Querschnittzeichnung durch einen abgelassenen Vorstreckteich. In der linken Abbildungshälfte wird der durch *Juncus bufonius* und *Polygonum hydropiper* dominierte Aspekt wiedergegeben, in der rechten Hälfte die Entwicklung zu Nitrophyten-Fluren bei vorausgegangenen Algendominanz.



8.2.3. Die Vegetation der Brutstreckteiche
Callitriche-Elodea-Typ

In den Brutstreckteichen wachsen die K_v zu K_1 heran. Um den Einsömmerigen den Streß einer erneuten Abfischung und Umsetzung in eine Winterung zu ersparen, läßt man sie in den Brutstreckteichen überwintern, die folglich von Ende Juli bis zum nächsten Frühling bespannt bleiben. Bei hohen Einstrahlungswerten und Wassertemperaturen unmittelbar nach der Bespannung kommt es oft zu starken Blaualgenblüten.

Die submersen Bestände ähneln zunächst der Vegetation der Vorstreckteiche. Im Hochsommer entwickeln sich einjährige Populationen der gleichen Arten, die für die bespannte Phase der Vorstreckteiche charakteristisch sind (siehe oben).
Weitere Arten wie *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus* und seltener *Myriophyllum spicatum* können auftreten, insbesondere wenn sie in benachbarten Gewässern vorhanden sind. Sie können im Laufe des Sommers und bis spät in den Herbst hinein durch sehr rege vegetative Vermehrung dichte Bestände aufbauen. Die Pflanzen sind wintergrün und verbessern durch ihre photosynthetische Tätigkeit die Sauerstoffversorgung des Gewässers während des Winters (vgl. Kap. 4.2.3.5.). Bei zu üppiger Entwicklung können sie jedoch die Abfischung im Frühling erheblich erschweren. Gegebenenfalls wird der Teichgrund nach der Trockenlegung gekalkt und - seltener - umgebrochen (vgl. Abb. 23).

Während der Trockenphase im Frühling entwickeln sich selbst bei einer lang andauernden limosen Phase keine Zwergbinsen-Gesellschaften, die zur Keimung möglicherweise höhere Temperaturen oder Langtagverhältnisse benötigen. Da die Teiche bereits im Juli wieder geflutet werden, bleibt den Pflanzen ohnehin nicht ausreichend Zeit zur Ausbildung von Samen. Dafür erscheinen zahlreiche Jungpflanzen von *Alisma plantago-aquatica*, *Oenanthe aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Juncus articulatus* und *Juncus effusus* auf dem Teichgrund.

Abb. 21: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Callitriche-Elodea*-Typs

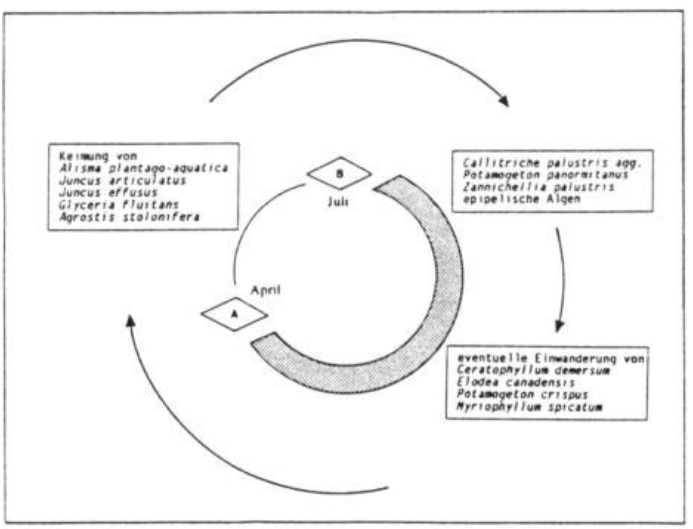


Abb. 22: Querschnittzeichnung durch einen Brutstreckteich

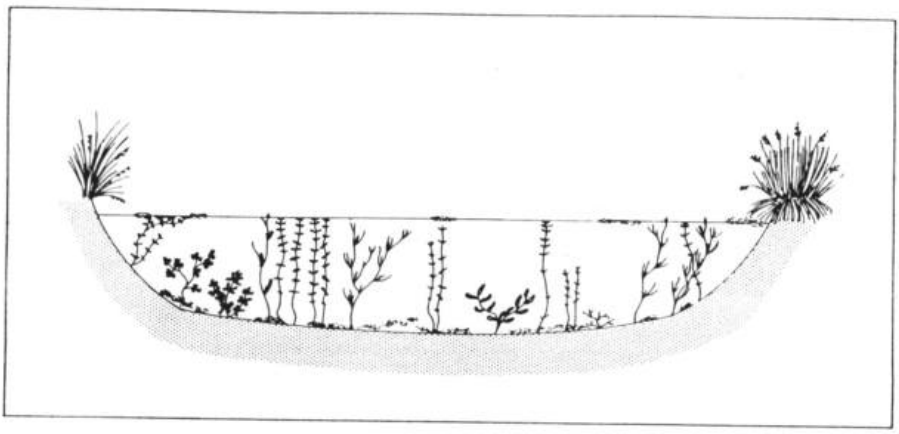


Abb. 23: Bodenumbruch vor der Flutung in einem Brutstreckteich der Teichanlage Bucken (TK 25 1924 Hennstedt) (Juli 1991)

8.2.4. Die Vegetation der Streckteiche und Abwachsteiche

Streck- und Abwachsteiche führen von Anfang April bis Ende Oktober Wasser und liegen während des gesamten Winterhalbjahres trocken. Bei mittleren Besatzdichten beherbergen sie eine reichhaltige submerse Vegetation, die bezüglich des zur ihrer Entwicklung notwendigen Zeitraums Bedingungen vorfindet, die mit den Verhältnissen in natürlichen Gewässern vergleichbar sind. Die Abwachsteiche stellen den häufigsten Nutzungstyp in Schleswig-Holstein dar.
Hier muß zwischen Abwachsteichen der Alt- und der Jungmoränenlandschaft unterschieden werden, die sich darüber hinaus bezüglich ihrer Nährstoffversorgung in jeweils zwei Typen weiter aufschlüsseln lassen.

8.4.2.1. Streck- und Abwachsteiche des Östlichen Hügellandes *Potamogeton lucens*-Typ

Aufgrund seiner dominanten Wuchsform und der Stetigkeit seines Vorkommens spielt das Spiegelnde Laichkraut *Potamogeton lucens* eine Schlüsselrolle für die Vegetationsdynamik in den Streck- und Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes. Vor der Entfaltung seines Blattbaldachins dominieren kleinblättige Laichkräuter, der Schild-Wasserhahnenfuß, die Nadelsimse und die Zerbrechliche Armleuchteralge. Ab Juni entfaltet sich das stark beschattende Blattwerk von *Potamogeton lucens*, so daß von nun an schattentolerante Arten wie *Ranunculus circinatus* und *Ceratophyllum demersum* in der Grundschicht vorherrschen. Ab Ende Juli streckt *Alisma gramineum* seine Blütenstände über die Wasseroberfläche. Nach dem Zerfall von *Potamogeton lucens* breiten sich an der Wasseroberfläche die langgestreckten, dunkelbraunen Sprosse von *Potamogeton pectinatus* aus, die einen charakteristischen September-Aspekt prägen. In der grundnahen und in der mittleren Wasserschicht setzt sich allmählich *Ceratophyllum demersum* durch.

Abb. 24: *Alisma gramineum*-Bestand im Schrapenteich (TK 25 1730 Hansühn. 14.8.1991)

Abb. 25: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Potamogeton lucens*-Typs

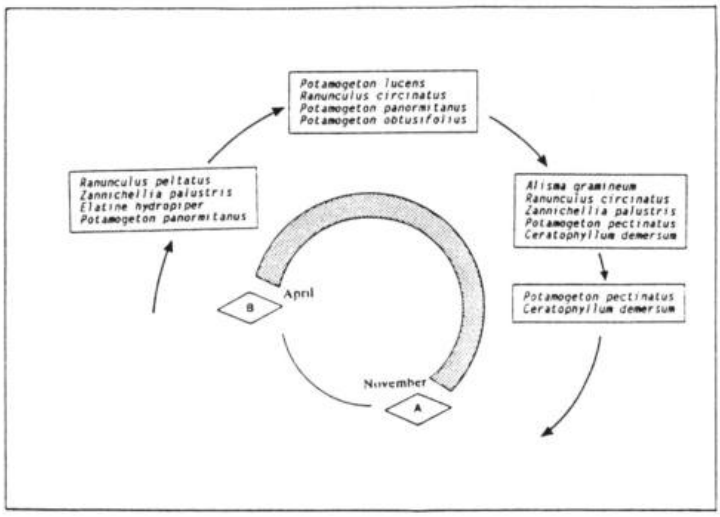


Abb. 26: Querschnittzeichnung durch einen *Potamogeton lucens*-Abwachsteich

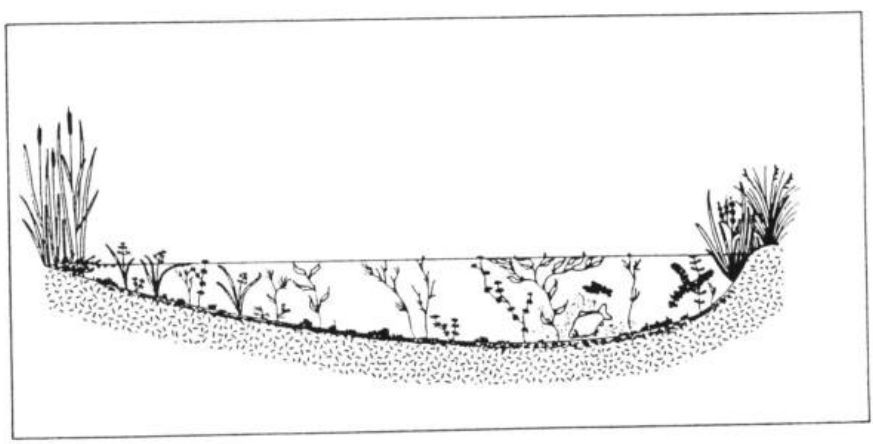


Abb. 27: Gewinterter Abwachsteich in der Anlage Waldhütten (TK 25 1924 Hennstedt) (Januar 1992)

8.4.2.2. Streck- und Abwachsteiche des Östlichen Hügellandes *Polygonum amphibium*-Typ

Abb. 28: Abwachsteich bei Sagau (TK 25 1829 Eutin). Stark geneigte Ackerflächen grenzen unmittelbar an den Teich an.(25.8.91)

In sehr nährstoffreichen Teichen mit hoher Besatzdichte und intensiver Fütterung fehlt *Potamogeton lucens*. Die submerse Vegetation setzt sich aus spärlichen Beständen von *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris* und *Ceratophyllum demersum* zusammen. An der Wasseroberfläche breiten sich die Schwimmblätter von *Polygonum amphibium* aus. Bei andauernder starker Trübung ist der Wasser-Knöterich die einzige submerse höhere Pflanze.

Abb. 29: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Polygonum amphibium*-Typs

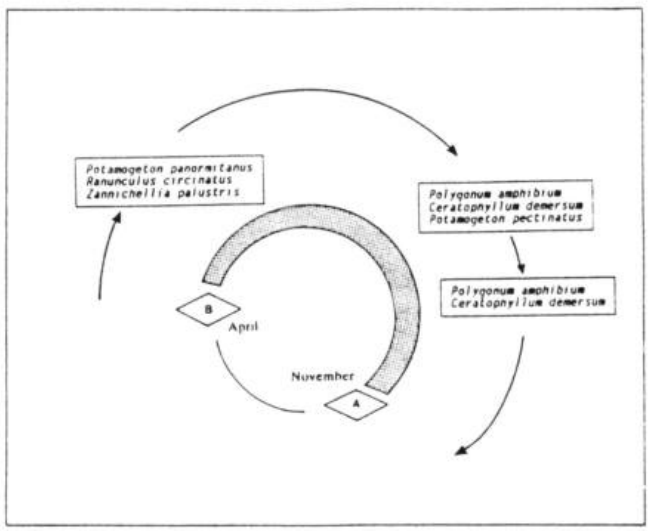
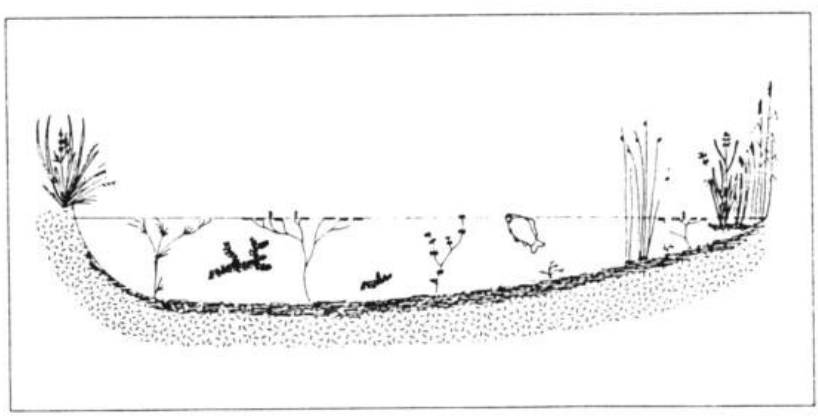


Abb. 30: Querschnittzeichnung durch einen *Polygonum amphibium*-Abwachsteich



8.2.4.3. Streck- und Abwachsteiche der Geest
Fontinalis antipyretica-Typ

Ausgedehnte Vorkommen der Wassermoose *Fontinalis antipyretica* und *Drepanocladus aduncus* prägen die Vegetation der Streck- und Abwachsteiche der Geest. Bei schwächerer Entwicklung der Moosbestände bildet *Eleocharis acicularis* auf den sandigen, durch eine nur geringmächtige Schlammauflage überdeckten Teichgründe dichte Teppiche, die nur wenige Tage nach der Bespannung austreiben.
Die Struktur der Bestände unterscheidet sich stark von derjenigen der Jungmoränenlandschaft, deren Phänologie durch die Entwicklung von *Potamogeton lucens* gesteuert wird. Unter den auf der Geest vorkommenden Arten besitzt nur *Potamogeton alpinus* eine vergleichbare Wuchsform. Das Alpen-Laichkraut ist aber bedeutend seltener als *Potamogeton lucens* im Östlichen Hügelland. Die Bestände sind deshalb auf der Geest reicher an Arten, die wie *Potamogeton obtusifolius* den Hauptanteil ihrer Phytomasse grundnah entwickeln und in natürlichen Gewässern eher auf nährstoffärmere Verhältnisse angewiesen sind.

Abb. 31: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich des *Fontinalis antipyretica*-Typs

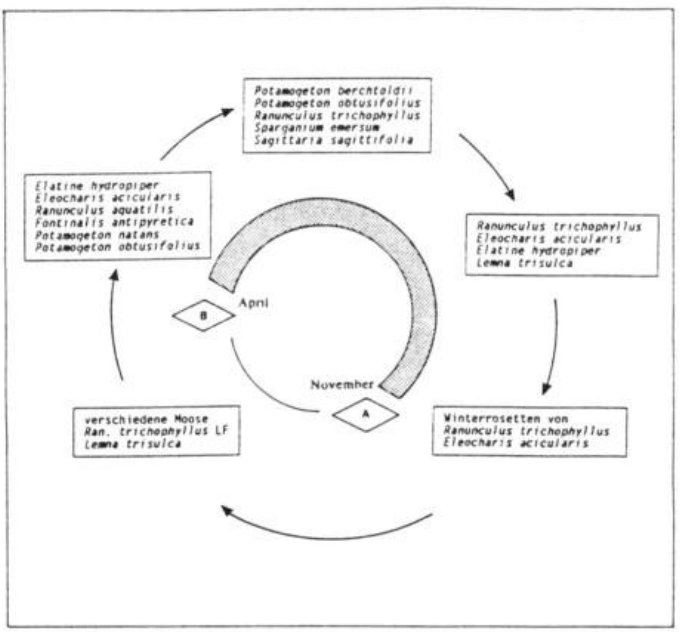
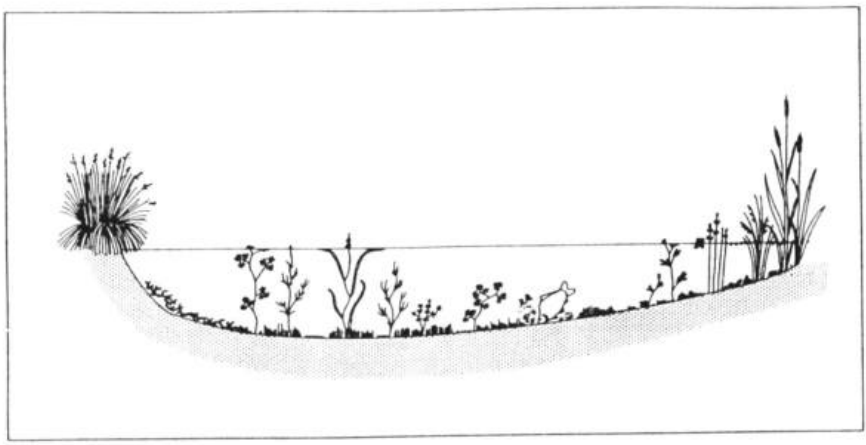


Abb. 32: Querschnittzeichnung durch einen *Fontinalis antipyretica*-Abwachsteich



8.2.4.4. Streck- und Abwachsteiche der Geest
Ranunculus trichophyllus-Typ

Abb. 33: Abwachsteich in der Langenhorner Heide (TK 25 1319 Bredstedt). Vor dem von *Phalaris arundinacea* dominierten Röhricht breitet sich ein dichter *Carex rostrata*-Bestand teicheinwärts aus (vgl. Kap. 7.2.7.4.).

Bei hohen Besatzdichten und Fütterung geht *Fontinalis antipyretica* deutlich zurück. Im Hochsommer bilden sich dichte Bestände des Haarblättrigen Wasserhahnenfußes, der hier die Ceratophylliden-Wuchsform vertritt. Gelegentlich kommt auch der Spreizende Hahnenfuß vor. Das für das Östlichen Hügelland charakteristische Hornkraut *Ceratophyllum demersum* ist auf der Geest bedeutend seltener anzutreffen.
Spätsommerstadien mit *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris* sind in den Geestteichen selten ausgebildet.

Abb. 34: Zyklus der Vegetationsaspekte in einem Teich der *Ranunculus trichophyllus*-Typs

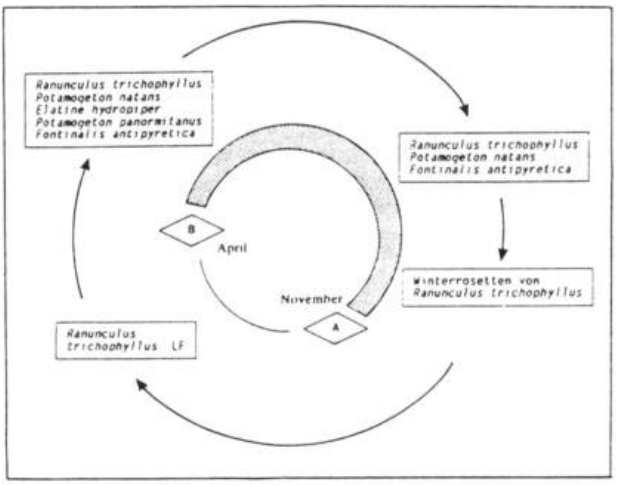


Abb. 35: Querschnittzeichnung durch einen *Ranunculus trichophyllus*-Abwachsteich

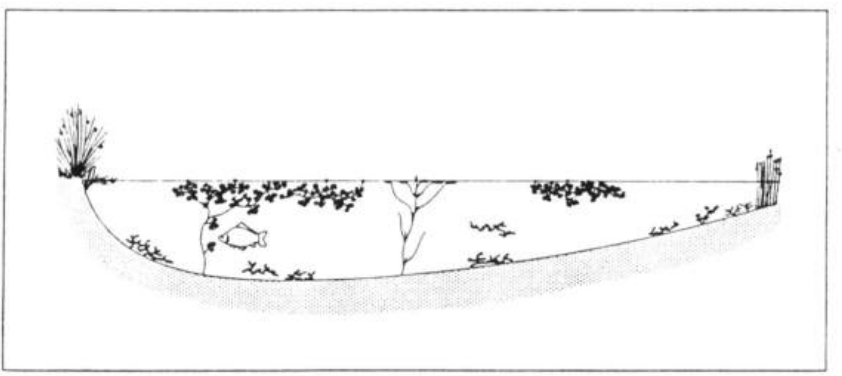


Abb. 36: Die Seekanne *Nymphoides peltata* in einem Abwachsteich des *Ranunculus trichophyllus*-Typ in der Teichanlage Waldhütten (TK 25 1924 Hennstedt) (Juli 1992)

8.2.4.5. Winterungen der Geest

In Schleswig-Holstein werden Winterungen oft im Sommerhalbjahr als Vorstreckteiche (siehe oben) oder als kleine Abwachsteiche genutzt. Im zweiten Fall werden die Gewässer nur kurzfristig im Herbst abgelassen.
Diese Nutzung kommt überwiegend im Bereich der Geest vor, weil die Abwachsbetriebe des Östlichen Hügellandes keine Winterungen benötigen. Ferner ist bei bindigen Böden einer längere Trockenlegung zur Vertilgung von Parasiten und Krankheitserregern erforderlich.

Insbesondere bei kühler und feuchter Herbstwitterung können einzelne Makrophyten individuen die kurze Trockenphase überdauern. Die Vegetation der Winterungen hängt deshalb in erster Linie von der Zusammensetzung der Pflanzenbestände im Sommerhalbjahr ab und entspricht der Vegetation der Streck- und Abwachsteiche.
Mit Ausnahme der Parvopotamiden können in solchen Teichen die meisten Arten auch im Winter festgestellt werden. So können Wassersterne gelegentlich auch im Winter auf dem Teichgrund beobachtet werden. Wasserhahnenfuß-Arten kommen in den Winterungen überwiegend als ausgewachsene Pflanzen vor, die sogar wie *Ranunculus trichophyllus* Ende Januar submers im blühenden Zustand beobachtet wurden.
Gegen Ende des Winters verschieben sich die Dominanzverhältnisse zugunsten der wintergrünen Arten *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus*, die sich im Laufe des Winters langsam weiter entwickeln. Dort, wo die Kanadische Wasserpest und das Krause Laichkraut fehlen, können *Eleocharis acicularis* oder *Fontinalis antipyretica* in der grundnahen Schicht zur Dominanz gelangen.

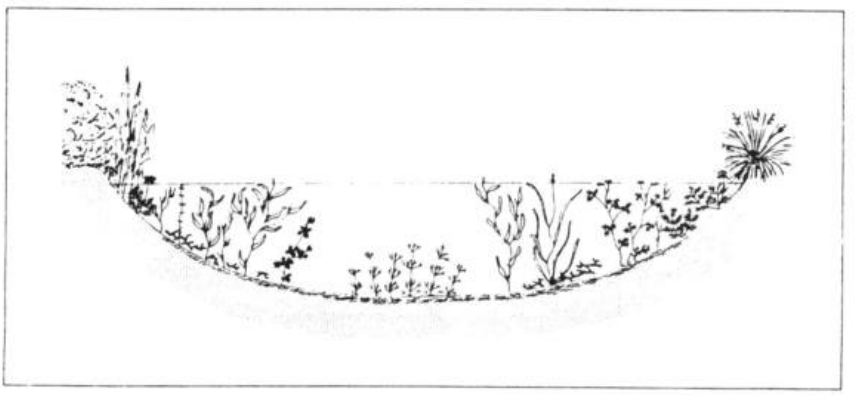
8.2.5. Sonderformen

In fast jeder Teichanlage kommen kleinere Teiche vor, die nur sporadisch oder kurzfristig abgelassen werden und zu verschiedenen Zwecken wie zur Aufbewahrung von Laichfischen benötigt werden. Die Vegetation dieser Gewässer wird durch die Dominanz einer stark wüchsigen wintergrünen Art wie beispielsweise *Elodea canadensis* geprägt, die bald den gesamten Wasserkörper ausfüllt und das Aufkommen anderer Pflanzen unterdrückt (vgl. Kap. 10.1.1.2.: *Elodea canadensis-Potamogeton natans*-Brachetyp).

8.2.5.1. Quellwassersammelteiche *Potamogeton alpinus*-Typ

Quellwassersammelteiche, die aufgrund ihrer durchgehend niedrigen Wassertemperatur in der Karpfenteichwirtschaft nicht genutzt werden können, sind aus floristischer Sicht besonders interessant. Sie werden nur sehr selten, manche nie abgelassen und entsprechen in ihrer Dynamik natürlichen Gewässern.
Der charakteristische Artenbestand solcher Teiche setzt sich aus *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton berchtoldii*, *Fontinalis antipyretica*, *Oenanthe aquatica* und *Glyceria fluitans* zusammen. Bei kalkarmem Quellwasser und über mächtiger Mudde gesellt sich *Nitella flexilis* zu den genannten Arten.
Potentielle Wuchsorte dieser mesotraphenten Arten sind in den Teichanlagen der Altmoränenlandschaft nicht selten. Es werden jedoch häufig Forellen in solche Gewässer eingesetzt, insbesondere in kleinen Anlagen, die Freizeitfischern verpachtet werden. Die Forellenhaltung mit Fütterung führt grundsätzlich zum Verschwinden dieser schützenswerten Lebensräume.

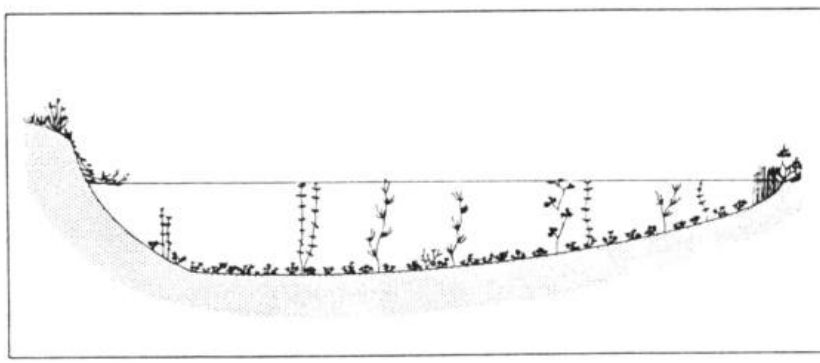
Abb. 37: Querschnittzeichnung durch einen Teich des *Potamogeton alpinus*-Typs



8.2.5.2. Neu restaurierte oder neu angelegte Teiche *Chara vulgaris*-Typ

Der *Chara vulgaris*-Typ ist in Schleswig-Holstein selten, da die mit einer Teichneuanlage oder Restaurierung verbundenen Kosten heutzutage durch Karpfenproduktion kaum noch gedeckt werden können.
Nur wenige Beispiele konnten in einer in Restaurierung begriffenen Teichanlage der Sanderlandschaft bei Grambek im südöstlichen Holstein untersucht werden. Auffällig war das Vorkommen der Pionierart *Chara vulgaris*, die in den schleswig-holsteinischen Fischteichen sonst selten auftritt.
Weitere einjährige Arten wie *Potamogeton panormitanus* und *Callitriche palustris agg.*, die für Vorstreckteiche charakteristisch sind, waren am Aufbau der insgesamt spärlichen Bestände beteiligt.
Trotz entsprechender Bodenverhältnisse und Nutzung fehlten die typischen "Teichzeiger" *Elatine hydropiper* und *Eleocharis acicularis*.

Abb. 38: Querschnittzeichnung durch einen Teich des *Chara vulgaris*-Typs



9. Faunistische Aspekte

Im Folgenden wird in kurzer Form auf die Kompatibilität der extensiven Karpfenteichwirtschaft mit dem Vorkommen einiger häufig untersuchter Tiergruppen eingegangen. Faunistische Erhebungen wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht durchgeführt, so daß neben eigenen Beobachtungen ohne Anspruch auf Vollständigkeit überwiegend auf Literaturergebnisse zurückgegriffen wird.
Die Literaturauswertung wird erheblich dadurch erschwert, daß die Angaben zur Nutzung meist nur sehr vage formuliert werden. So werden in einigen Untersuchungen Fischzucht-, Zier- und Angelgewässer in eine Kategorie zusammengefaßt (vgl. DIDION & HANDKE 1989:14), obwohl sie aufgrund ihrer unterschiedlichen Wasserführung für aquatische Tiere grundverschiedene Existenzmöglichkeiten bieten. Ferner wird selten angeben, ob die beschriebenen Gewässer mit Raub- oder Friedfischen besetzt sind.

9.1. Amphibien

Erdkröten (*Bufo bufo*), Grasfrösche (*Rana temporaria*) und Grünfrösche (hier nur als Komplex angesprochen) sind die häufigsten Amphibien-Arten der untersuchten Gewässer. Ferner wurden gelegentlich Teichmolche (*Triturus vulgaris*) gesichtet.
Rotbauchunken und Moorfrösche kommen in mehreren Fischteichen der Jungmoränenlandschaft vor.

Kalkung findet in den schleswig-holsteinischen Fischteichen auf den gewinterten Teichgründen und somit außerhalb der Laichzeit statt.
In Waldteichen ist nach Aufgabe der Nutzung mit einem starken Versauerungsschub zu rechnen, der sich sehr negativ auf Amphibienpopulationen auswirken kann, wie von BÖHMER et al. anhand von Beispielen aus dem Schwarzwald nachgewiesen wurde (BÖHMER et al. 1988).

Mit Ausnahme der Laichteiche, der Vorstreck- und Brutstreckteiche, die erst im Frühsommer Wasser führen, sind die meisten Karpfenteiche in Schleswig-Holstein zu den Laichterminen der Amphibien bespannt. Die späten Bespannungstermine haben ferner den indirekten positiven Nebeneffekt, die Laichablage in Gewässer zu verhindern, die im Sommer zu einem Zeitpunkt wiederabgelassen werden, zu dem die Kaulquappen noch auf das aquatische Milieu angewiesen sind. Jungtiere sind dementsprechend nur selten in Laich- und Vortreckteichen zu beobachten. Adulte Tiere halten sich dagegen häufig in Vorstreck- und Brutstreckteichen auf. Bei seltenen, spätlaichenden Arten besteht die Möglichkeit, die Laichballen vor dem Ablassen rechtzeitig in länger bespannten Gewässer umzusetzen (HEHMANN & ZUCCHI 1985:408).
Der Bespannungsrhythmus der Streck- und Abwachsteiche entspricht dagegen den Anforderungen an Amphibienlaichgewässer. Frühlaichende Arten wie die Erdkröte (*Bufo bufo*) und der Grasfrosch (*Rana temporaria*) suchen die Gewässer in Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen ab Anfang April auf. Streck- und Abwachsteiche werden in allen Landschaftsräumen als Laichgewässer angenommen. Im Unterschied zu den meisten Froscharten überwintert der Grasfrosch im Wasser oder auf feuchtem Schlamm (BAUSER et al. 1987: 108). Beide Habitate sind in Vollbetrieben mit Abwachsteichen und Winterungen vorhanden.

Untersuchungen aus den Ahlhorner Fischteichen (Niedersachsen) haben gezeigt, daß 97,6% aller potentiellen Laichgewässer der Teichanlage mit Amphibien besetzt waren (WADEHN & WADEHN 1980:223).

Die schleswig-holsteinischen Karpfenteiche gehören zu den wenigen flachen und warmen Gewässern, die, ohne zu verlanden, in manchen Fällen seit über einem Jahrhundert in diesem Zustand bestehen und somit langfristig gesicherte Laichbiotope darstellen.

Die Beschaffenheit des Umlandes scheint sich entscheidender für die Amphibien-Besiedlung als die Ausstattung der einzelnen Teiche auszuwirken. So bleiben die Amphibien-Vorkommen in den stärker isolierten Abwachsteichen des Östlichen Hügellandes in Häufigkeit und Abundanz deutlich hinter denjenigen der Teichanlagen der Geest zurück, deren Umland meist weniger intensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Teichanlagen in der Nähe von Waldgebieten, die Überwinterungsquartiere bieten, haben ebenfalls einen hohen Wert für den Amphibienschutz. Dieses trifft vornehmlich für die Anlagen der Altmoränenlandschaft zu.

Die Angaben zur Verträglichkeit von Amphibienschutz und teichwirtschaftlicher Nutzung sind widersprüchlich, was sich in erster Linie auf unzureichende Berücksichtigung der Nutzungsunterschiede und Verallgemeinerung einzelner Beobachtungen zurückführen läßt.
HEHMANN & ZUCCHI 1985 untersuchten eine von Hobby-Fischzüchtern betriebene Regenbogenforellen-Anlage, die offenbar so mangelhaft geführt wurde, daß es im Herbst zu massiven Fischsterben kam, und deshalb nicht als repräsentativ für sämtliche Fischteiche gelten darf. Die Autoren schließen jedoch auf die grundsätzliche Unvereinbarkeit von Fischzucht und Amphibienvorkommen (HEHMANN & ZUCCHI 1985).
Dagegen fanden BAUSER et al. (1987) sowie WADEHN & WADEHN 1980 zahlreiche und langfristig etablierten Populationen verschiedener Amphibienarten in teichwirtschaftlich genutzten Gewässern.
Nach einer Laichgewässerbilanzierung für das Bundesland Hessen stellen genutzte Fischteiche 32,3% aller Laichhabitate der 12 untersuchten Amphibienarten dar (JEDICKE 1992:101), wobei die höchsten Werte mit 45% für die Erdkröte und den Grasfrosch erreicht werden. Beim Feuersalamander, der ohnehin Fließgewässer bevorzugt, beträgt der Anteil der Fischteiche immerhin noch 18% (JEDICKE 1992:39) .

Bezüglich des Fraßdruckes der Fische auf Kaulquappen-Populationen bestehen ebenfalls konträre Ansichten.
Die Kaulquappen der Erdkröte, die in Streßsituationen Bitter- und Schreckstoffen ausscheiden, werden von den Karpfen verschmäht und besitzen deshalb einen deutlichen Konkurrenzvorteil (BAUSER et al. 1987:100).
Der Grasfrosch, der nach HEHMANN & ZUCCHI 1985 durch Fischbesatz verdrängt werden soll , ist in den schleswig-holsteinischen Karpfenteichen sehr häufig, was möglicherweise darauf zurückzuführen ist, daß die Fütterung den Fraßdruck der Fische abschwächt (CLAUSNITZER 1983). Zu hohe Futtergaben können jedoch die Sauerstoffbilanz in den Teichen belasten, was sich auf spätlaichende Arten wie Grünfrösche besonders nachteilig auswirkt. Nach BAUSER et al. 1987 (S.104) können Röhrichtzonen und submerse Vegetation, die den Grasfrosch-Kaulquappen Unterschlupf bieten, den Fortbestand der Population sichern. Trotz allgemein geringer Ausdehnung der Röhrichte scheinen in den meisten Gewässern ausreichend Unterschlupfmöglichkeiten vorhanden zu sein, um den jungen Amphibien

Schutz vor den Karpfen zu gewähren. Die oft üppige submerse Vegetation kann in dieser Hinsicht ebenfalls eine wichtige Rolle spielen.

Die zitierten Untersuchungen belegen, daß eine pauschale Verurteilung der teichwirtschaftlichen Nutzung in bezug auf den Amphibienschutz nicht angebracht ist.
Die im Laufe der Geländearbeiten gesammelten Erfahrungen legen den Schluß nahe, daß bei Gefährsdungsanalysen stärker nach Nutzungsarten und -intensitäten sowie nach dem Freßverhalten einzelner Fischarten differenziert werden muß.

9.2. Reptilien

Die mit der Gefährdungstufe 2 (stark gefährdet) in der Roten Liste der in Schleswig-Holstein aufgeführte Ringelnatter (*Natrix natrix*) (DIERKING-WESTPHAL 1989:7) wurde in vier waldnahen Teichanlagen der Geest, darunter an zwei Stellen wiederholt, gesichtet.

9.3. Libellen

Groß- und Kleinlibellen kommen in großer Abundanz überwiegend an Streck- und Abwachsteichen vor.
Verschiedene, für ihre Existenz entscheidende Faktoren wie die hydrochemischen Eigenschaften des Gewässers, die Ausprägung der submersen und emersen Vegetation, der Ablaßrhythmus, die Winterungsdauer und die Besatzdichte werden durch die Teichwirtschaft beeinflußt (vgl. Übersicht in RAHMANN, ZINTZ & HOLLNAICHER 1988: 143).
Bewirtschaftete Karpfenteiche sind als Lebensraum nur für solche Arten geeignet, deren Entwicklungszyklus und Überwinterungsverhalten an die nutzungsbedingte Rhythmik angepaßt sind.
Branntkalkeinsatz dürfte die im Teichboden überwinternden Larven stark dezimieren, weshalb diese Maßnahme in der teichwirtschaftlichen Fachliteratur gerade zu diesem Zweck empfohlen wird (KOCH, BANK & JENS 1982:190).

Die Libellenfauna von drei unterschiedlich fischereilich genutzten Teichen wurde im Rahmen des Forschungsprojektes "Untersuchungen zur landschaftsökologischen Beurteilung von Kleingewässern und deren Kartierung in Oberschwaben" untersucht, dessen wesentliche Aussagen hier kurz wiedergegeben werden (vgl. RAHMANN, ZINTZ & HOLLNAICHER 1988:142ff).
In nicht oder nur kurzfristig abgelassenen Teichen dominiert die Familie der *Coenagrionidae* (Schlanklibellen), deren Larven zwischen Wasserpflanzen überwintern.
In Gewässern, die jedes Jahr für eine längere Zeit gewintert werden, herrschen dagegen Arten der *Lestidae* (Binsenjungfern) vor, die im Eistadium den Winter überdauern.
Die *Corduliidae* (Falkenlibellen) ziehen sich bei Austrocknung und Frostgefahr in die Schlammschicht des Teichgrundes zurück und waren in allen Gewässern vertreten. Da die Winter in Schleswig-Holstein bedeutend milder als in Oberschwaben sind, dürfte diese Familie im Untersuchungsgebiet eine größere Rolle spielen, wobei Unterschiede zwischen den Teichen der Jungmoränenlandschaft mit tiefgründigeren und feinkörnigeren Böden und den sandigen, leicht austrocknenden Böden der Geest zu erwarten sind.

Von den in Oberschwaben untersuchten Teichen wies der intensiv genutzte Kählisbülweiher (Streckteich mit Winterung von Oktober bis März und Fütterung, vgl. KONOLD 1987b:398) mit 23 Arten die höchste Artenzahl auf. Dieser Wert, der auch auf die Beschaffenheit des Teichumlandes zurückzuführen ist, ist zwar nicht auf alle Teiche vergleichbarer Nutzung übertragbar. Er zeigt jedoch, daß genutzte Fischteiche eine reichhaltige Libellenfauna beherbergen können, auch wenn sie sich nicht für alle Arten als Überwinterungsbiotop eignen.
Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt auch CLAUSNITZER 1983. Unter teichwirtschaftlicher Nutzung dominieren häufige euryöke Spätsommerarten, die als Ei überwintern, während bei Dauerbespannung in der Regel seltenere, mehrjährige Arten hinzu kommen (CLAUSNITZER 1983:133). In Vollbetrieben sind Gewässer mit unterschiedlichen Bespannungsrhythmen vorhanden, weshalb reichhaltige Libellenvorkommen möglich sind. Bei reiner Abwachsnutzung wie im Östlichen Hügelland ist dagegen mit einem eingeschränkten Artenspektrum zu rechnen.

9.4. Sonstige Makroinvertebraten

Entscheidend für Wasserkäfer-Arten sind die physischen und chemischen Eigenschaften des Wassers und insbesondere der Säuregrad, der bei niedrigen Werten die Existenzmöglichkeiten dieser Tiergruppe erheblich einschränkt.
Eine reichhaltige submerse Vegetation wirkt sich positiv auf die Vielfalt der Wasserkäfer-Fauna aus.
Die Imagines vieler Arten überwintern außerhalb der Gewässer im Boden oder unter Streu, so daß sie von der Winterung nicht betroffen sind. CLAUSNITZER 1985 konnte nachweisen, daß mindestens 32 Käferarten Frost- und Trockenphasen in feuchtem Teichschlamm überdauern können.

Im Rahmen der bereits zitierten Untersuchung aus Oberschwaben (RAHMANN, ZINTZ & HOLLNAICHER 1988) wurden weitere Wirbellose des Phytos und des Benthos untersucht.
Im Benthal der abgelassenen und gewinterten Teiche überwiegen kurzlebige, meist ubiquisten Organismen wie Chironomiden und Tubificiden, während Arten mit längerer Entwicklungsdauer wie Eintagsfliegen bedeutend seltener sind (Artenlisten: vgl. RAHMANN, ZINTZ & HOLLNAICHER 1988:87-88).

Vergleichbare Ergebnisse sind fischereibiologischen Veröffentlichungen zu entnehmen, die der Benthos-Fauna für die Ernährung der Karpfen eine große Bedeutung beimessen und deshalb Hinweise auf ihre Abundanz und Artenzusammensetzung enthalten.
Die Auswirkungen der winterlichen Trockenlegung fallen in Abhängigkeit von den sedimentologischen Eigenschaften des Teichbodens sehr unterschiedlich aus. Bei stark sandigen Substraten können insbesondere auf höher gelegenen Bereichen des Teichgrundes alle Fischnährtiere vernichtet werden, während bei humosen und lehmigen Substraten kaum Verluste zu verzeichnen sind (BARTHELMES 1981:125).
Die Anzahl der Mikroinvertebraten-Arten ist in Karpfenteichen um ein Drittel bis um die Hälfte geringer als im Littoral von eutrophen Seen desselben Gebietes (BARTHELMES 1981:126). Schwämme, Zehnfuß-Krebse, Flohkrebse und Köcherfliegen sind in der Regel nicht vertreten. Schnecken und Muscheln vertragen keine winterliche Trockenlegung und kommen nur in den im Winter bespannten Gewässern (Winterungen, Brutstreckteiche) in

größeren Mengen vor. Eine Trockenlegung im Sommerhalbjahr wirkt sich auf diese Gruppen weniger negativ aus (BARTHELMES 1981:126).
Der starke Fraßdruck der K_2 und K_3 führt bei hohen Besatzdichten in Streck- und Abwachsteichen zu einer Dezimierung der Benthos-Fauna, die sich wahrscheinlich stärker als die Trockenlegung auf die Zusammensetzung und die Abundanz der Bodenfauna auswirkt.
Die Angaben von BARTHELMES 1981 beziehen sich offensichtlich auf intensiv genutzte Gewässer. Bei geringer Nutzungsintensität wurden einige der eben genannten Tiergruppen (insbesondere Gastropoda) bei der Kartierung regelmäßig gesichtet.

9.5. Vögel

Die Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Fischteiche wird durch sehr häufige Arten wie Teichhuhn, Bläßhuhn und Stockente dominiert, die in kaum einer Teichanlage fehlen. Ferner sind gelegentlich Schnatterente, Reiherente, Tafelente, Haubentaucher, Rothalstaucher und Höckerschwan zu beobachten, die hier auch brüten.
Die Brutbestände des Rothalstauchers und des Schwarzhalstauchers am Lebrader Teich sind die stärksten dieser beiden Arten in den alten Bundesländern (THIESSEN 1988:107).

Einige große Abwachsteiche der Jungmoränenlandschaft haben eine besondere Bedeutung als Brut-, Nahrung- und Rastbiotope und wurden aufgrund ihrer Vogelbestände als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Einen Eindruck über den Artenreichtum der Rixdorfer Teiche und des Lebrader Teiches vermitteln die Beiträge von THIESSEN 1988 und DIERKING-WESTPHAL 1988, sowie von BREHM 1985 über verschiedene, unter Naturschutz stehende Teichanlagen in Schleswig-Holstein.
Die Ausweisung von sechs weiteren genutzten Fischteichen bzw. Teichanlagen als Naturschutzgebiete sind im Kreis Plön geplant (MEHL 1988:204ff).
Bei diesen Teichen handelt es sich um alte Anlagen, deren Geschichte sich bei manchen bis ins späte Mittelalter zurückverfolgen läßt. Ihre freien Wasserflächen übersteigen in der Regel 5 ha, der Lebrader Teich erreicht sogar 12 ha. Sie liegen mit Ausnahme des Bokelholmer Teichgebietes in aufgestauten Niederungen der Jungmoränenlandschaft und werden durch unterschiedlich breite Röhrichte umsäumt.
Zwei Drittel dieser Teiche weisen keine submerse Vegetation auf und gehören zum *Polygonum amphibium*-Typ. Das restliche Drittel läßt sich dem *Potamogeton lucens*-Typ zuordnen.

Die Vogelwelt der Geest-Teiche ist bedeutend artenärmer, was auf die oft nur meterbreiten Röhrichtgürtel an den steil eingegrabenen Ufern und das Fehlen von größeren zusammenhängenden Verlandungszonen zurückzuführen ist.
Positiv für die Vogelwelt dürfte sich jedoch auch an solchen Gewässern der Umstand auswirken, daß die Teiche Privatgelände und damit grundsätzlich für den Besucherverkehr nicht zugänglich sind, so daß brütende Vögel insgesamt weniger gestört werden als beispielsweise an Angelgewässern. Ein Befahren mit Booten findet nur ausnahmsweise statt.

Das Vorkommen von Kormoranen und Graureihern an einigen Fischteichen der Jungmoränenlandschaft sorgt für eine anhaltende Kontroverse zwischen Vogelschützern und Teichwirten, bzw. Binnenfischern. Beide Vogelarten sind geschützt, wobei der Graureiher zwar in Schleswig-Holstein häufig vorkommt aber aufgrund seiner bundesweiten Gefährdung in die

Rote Liste des Landes aufgenommen wurde (KNIEF et al. 1990:17).
Der Graureiher ist landesweit diffus verbreitet. Besonders in den Gewässern der Satzfischproduktion kann er einen Schutz der Zuchtgewässer durch Überspannen mit Nylonschnüren notwendig machen. Vögel, die sich in den Schnüren verfangen hatten, wurden in den drei Kartierungsjahren nicht gesichtet. Die meisten Fischereimeister schätzen die durch den Graureiher zugefügte Schäden als für ihren Betrieb wirtschaftlich tragbar, solange sie bestimmte Gewässer zeitweilig mit Schnüren schützen dürfen (mündl. Mitteilungen).

Der Kormoran kommt an Fischteichen schwerpunktsmäßig an den ohnehin unter Naturschutz stehenden größeren Abwachsteichen des Kreises Plön vor. Die in der Lokalpresse und in teichwirtschaftlichen Zeitschriften von seiten der Vogelfreunde und der Binnenfischer oft sehr polemisch geführte Diskussion bezieht sich in erster Linie auf den Konflikt zwischen den Vorkommen einiger Kormoranenkolonien und der fischereilichen Nutzung der größeren Seen wie des Großen Plöner Sees und des Selenter Sees.

9.6. Fazit

Aus dieser kurzen Übersicht geht hervor, daß extensiv genutzte Fischteiche auch aus faunistischer Sicht wertvolle Lebensräume darstellen können, wenn auch das Urteil über den ökologischen Wert der Gewässer je nach betrachteter Tiergruppe durchaus unterschiedlich ausfallen kann. So sind manche der geschützten Teiche der Jungmoränenlandschaft wegen ihrer Röhrichtzonen und nicht zuletzt wegen der hohen Besatzdichten, die für ein hohes Nahrungsangebot sorgen, vogelgerechte Biotope. Die Makro- und Mikroinvertebratenfauna dürfte dagegen wegen der einseitigen Abwachsnutzung ausgesprochen artenarm sein.
Die aus zoologischer Sicht oft pauschal formulierte Verurteilung der teichwirtschaftlichen Nutzung gilt in erster Linie für Forellenzuchtanlagen und für Intensivteiche der Karpfenproduktion. Die extensive Karpfenteichwirtschaft scheint auf der Grundlage der eigenen Geländebeobachtungen und der ausgewerteten Literatur weniger bedenklich. Ähnlich wie bei der Vegetation kann festgestellt werden, daß hochspezialisierte und empfindliche Tierarten keine geeigneten Lebensräume in extensiven Karpfenteichen finden. Zahlreiche bedrohte und potentiell bedrohte Arten können hier jedoch vorkommen.

Aus vegetationskundlicher Sicht wäre zu anzumerken, daß viele der faunistisch bedeutsamen Gewässer der Jungmoränenlandschaft kaum submerse Vegetation aufweisen und daß ihre Uferzonen durch euryöke Nitrophyten beherrscht werden, so daß die Werteinstufung und die Zielvorstellungen des faunistisch und des vegetationskundlich orientierten Naturschutzes durchaus konträr sein können.

Die vielfach erhobene Forderung nach Aufgabe der Nutzung beruht auf der Annahme, daß die Herausbildung einer auch für Tierarten relevanten, reicher strukturierten Vegetation durch den Bewirtschaftungsverzicht gefördert wird.
Der Frage nach der Entwicklung der Teichvegetation nach Änderung bzw. Aufgabe der Nutzung kommt deshalb sowohl aus vegetationskundlicher als auch aus faunistischer Sicht eine zentrale Bedeutung zu.

10. Vegetationsentwicklung nach Änderung oder Aufgabe der Nutzung

Die von Naturschutzseite häufig erhobene Forderung nach Bewirtschaftungsaufgabe oder zumindest nach tiefgreifender Extensivierung der Teichnutzung (vgl. u.a. KAULE 1991, WEGENER 1991) ist mit der impliziten Annahme verknüpft, daß sich die Existenzbedingungen für Tier-und Pflanzenwelt in einem als naturnäher angesehenen System verbessern. Eine empirische Überprüfung dieser Annahme erfolgte bislang nicht, obwohl sie für die landschaftsplanerische Praxis von unmittelbarer Relevanz ist.
Im Folgenden soll erörtert werden, wie sich die Vegetation eines Teichökosystems, das bislang durch die Nutzung überwiegend extern gesteuert wurde, entwickelt, wenn es sich selbst überlassen wird.
Sukzessionsforschung wurde im aquatischen Bereich bisher fast ausschließlich an natürlichen Gewässern betrieben. Nur wenige Untersuchungen befassen sich mit stillgelegten Teichen und konzentrieren sich auf Sonderfälle wie Gewässer, in denen nach Aufgabe der Bewirtschaftung eine starke Dystrophierung stattgefunden hat (ROWECK et al. 1988). Über die Entwicklung von nährstoffreichen Teichen, die in eine intensiv genutzte Agrarlandschaft eingebettet sind, konnten keine Informationen aus der Literatur bezogen werden.

Beispiele aus dem terrestrischen Bereich weisen darauf hin, daß sich nach Nutzungsaufgabe Pflanzenbestände einstellen können, die sich selbst in der Langzeitperspektive naturnahen Vegetationstypen nicht angleichen. So konnte GLENN-LEWINN 1980 zeigen, daß die Sukzession bei Grünlandbrachen, Sekundärwäldern auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen und Abraumhalden eine Vegetation hervorbringt, die sich auch langfristig durch ihre Dynamik und ihre Artzusammensetzung von natürlichen Beständen unterscheidet.
Im Falle der flachen und nährstoffreichen Teiche kommt zudem der Frage nach der Geschwindigkeit des Verlandungsvorgangs und nach der Bestehensdauer des Gewässers als solches und nach den ökologischen Eigenschaften der Verlandungsbestände eine zentrale Bedeutung zu.

Zur Klärung dieser Fragen wurden verschiedene Entwicklungsstadien von Teichen, die eine Nutzungsänderung oder -aufgabe erfahren haben, nach derselben Vorgehensweise wie bei bewirtschafteten Gewässern aufgenommen und typisiert. Da stillgelegte Gewässer bedeutend weniger zahlreich als bewirtschaftete sind, fußen die im folgenden vorgestellten Beobachtungen auf einer vergleichsweise geringen Gewässerzahl (insgesamt ca. 70 Fälle). Die Aussagen beziehen sich deshalb lediglich auf die Entwicklung von Streck-und Abwachsteichen, die den häufigsten Teichtyp darstellen.
Nach Aufgabe der teichwirtschaftlichen Nutzung kann ein Gewässer in eine andere Nutzungsform (z.B. Nutzung als Angelteich) überführt oder nach Stillegung sich selbst überlassen werden.

10.1. Geländebeobachtungen zur Vegetationsentwicklung nach Stillegung

Nach der Stillegung können Karpfenteiche bespannt bleiben oder abgelassen werden. Für diese beiden Zustände werden im folgenden die Bezeichnungen Naß- und Trockenstillegung verwendet.
Die Trockenstillegung war in früheren Jahrhunderten die Regel, da grundsätzlich versucht

wurde, die Teichgründe landwirtschaftlich zu nutzen. Heutzutage kommt sie vor allem dann vor, wenn Stauvorrichtungen defekt sind oder wenn eine Vernässung der benachbarten Flächen befürchtet wird.
In den meisten Fällen bleiben die nicht mehr bewirtschafteten Teiche geflutet, insbesondere wenn ein Verkauf oder eine Verpachtung der Anlage angestrebt wird. Nicht mehr regelmäßig gepflegte Gewässer verlieren jedoch aus teichwirtschaftlicher Sicht schnell an Wert, weil die Instandsetzungskosten zur Wiederaufnahme der Fischproduktion mit der Zeit stark ansteigen. Findet eine Teichanlage in den ersten Jahren nach der Betriebsaufgabe keinen Käufer, dann lassen die Aufwendungen zur Teichpflege nach. Wenn die Wasserstände nicht mehr reguliert werden, kann die Naßstillegung allmählich in eine Trockenstillegung übergehen.
Häufig werden zunächst nur wenige Teiche einer Anlage stillgelegt. Bei sich verschlechternder wirtschaftlicher Lage oder zunehmendem Alter des Teichwirtes werden einzelne Gewässer nach und nach aus der Bewirtschaftung herausgenommen. Durch Befragung der Teichwirte konnten die einzelnen Stillegungstermine in Erfahrung gebracht und somit die verschiedenen Phasen der Vegetationsentwicklung rekonstruiert werden. Der Mangel an Langzeitbeobachtungen konnte auf diese Weise zumindest partiell behoben werden.

10.1.1. Trockenstillegung

In Abhängigkeit von der Restfeuchtigkeit im Teichgrund können verschiedene Entwicklungen festgestellt werden. Auf quelligen oder grundwasserbeeinflußten Teichgründen wandern in der Regel die Röhricht- und Großseggenarten ein, die bereits in den Uferzonen vertreten waren. Die ersten Stadien werden von Flutrasen und von *Juncus effusus*-Beständen dominiert, insbesondere wenn der Wasserspiegel sehr rasch absinkt und eine freie Bodenoberfläche trockenfallen läßt.
Bei langsamerem Trockenfallen und Flachwasserverhältnissen setzen sich *Typha latifolia* (vgl. Kap. 7.2.7.1.) und auf wasserzügigen Sandböden in den Altmoränengebieten *Carex paniculata* durch (vgl. Kap. 7.2.7.2.). Durch ihre starke Streubildung verlangsamt die Rispensegge die Sukzession, die sich erst fortsetzt, wenn sich junge Erlen oder Weiden auf alternden Seggenbulten ansiedeln.
Eine Entwicklung zu übergangsmoorartigen Vegetationstypen auf abgelassenen Teichgründen, wie sie von KAULE 1974 beschrieben wurde, konnte in Schleswig-Holstein nicht festgestellt werden.
Auf grundwasserfernen, lehmigen Teichböden entstehen in den ersten Jahren blütenreiche Ruderalfluren, in denen Artemisietea-Arten dominieren. In den Folgejahren vergrasen die Flächen. Die weitere Vegetationsentwicklung zeigt keine bemerkenswerten Besonderheiten.
Auf stark sandigen Substraten können sich kurzfristig magerrasenähnliche Bestände ausbilden, in denen junge Birken und Eichen die folgenden, von Gehölzen geprägten Sukzessionsstadien ankündigen.

10.1.2. Naßstillegung

Bei Naßstillegung wird die Vegetationsentwicklung in erster Linie durch die Dynamik der Röhrichte und durch die Nährstoffeinträge aus dem Umland gesteuert. Als Folge des fehlen-

den Austrages durch Abfischung und Ablassen des Teiches findet eine Nährstoffakkumulation im Gewässer statt. Die Verlandung wird nicht mehr durch die Mineralisierung der anfallenden organischen Substanz während der alljährlichen Trockenphase aufgehalten.
Da die ausgleichende Wirkung der Nutzung nicht mehr besteht, gewinnen die Einflüsse aus dem Gewässerumland an Gewicht, so daß mehrere Sukzessionsserien im Untersuchungsgebiet feststellbar waren.

10.1.2.1. Verlandungsablauf in Waldteichen der Altmoränengebiete *Nitella flexilis-Juncus bulbosus*-Typ

In Teichen, die in Altmoränengebieten von Fichten- oder Buchenforsten umgeben sind, kommt es nach Aufgabe der Bewirtschaftung zu einer sprunghaften Versauerung des Wassers (pH-Werte meist unter 5, teilweise unter 4), die sich zum einen aus dem Säuregrad des Oberflächenwassers und der Böden (vgl. Kap. 5.1.7.) im Umland und zum anderen aus der Laubakkumulation im Gewässer ergibt. Die Teiche nehmen dystrophen Charakter an.

In den ersten fünf Jahren nach der Stillegung wird die submerse Vegetation ab 50 cm Tiefe durch ausgedehnte Rasen von *Nitella flexilis* dominiert, während die Flachwasserzonen durch *Potamogeton obtusifolius* und *Lemna trisulca* geprägt sind. Mit wenigen Exemplaren sind ferner *Potamogeton berchtoldii*, *Eleocharis acicularis*, *Sagittaria sagittifolia* und *Sparganium emersum* vertreten. In Gewässern, in denen *Nitella flexilis* fehlt, sind die tieferen Wasserzonen vegetationslos.
In den Folgejahren breitet sich *Juncus bulbosus* an Flachufern flutrasenartig über die Wasserfläche aus und überdeckt allmählich die *Potamogeton obtusifolius*-Bestände. An den stärker besonnten Uferabschnitten dominiert ein *Glyceria fluitans*-Flutrasen mit *Oenanthe aquatica*. An der Wasseroberfläche bilden sich einzelne Bestände von *Potamogeton natans* in einer kleinblättrigen Form aus.
Auffällig ist die zunehmende Verarmung der submersen Vegetation, die auf eine Verschlammung des Teichgrundes und eine Versauerung des Wassers zurückzuführen ist. Letztere vernichtet die Existenzmöglichkeiten für submerse, HCO_3-assimilierende Pflanzen (vgl. MELZER & ROTHMEYER 1983). Submerse Arten, die wie verschiedene *Utricularia*-Arten und *Potamogeton polygonifolius* möglicherweise diesen Bedingungen gewachsen wären (ROWECK, WEISS & KOHLER 1986), sind im Umfeld der ohnehin isolierten Gewässer sehr selten, so daß eine Einwanderung nach Aufgabe der Bewirtschaftung unwahrscheinlich ist. Nach schätzungsweise 10 Jahren ist jegliche höhere submerse Vegetation verschwunden.

Eine Ufervegetation entwickelt sich aufgrund der Uferbeschattung kaum. Die Verlandung setzt in der Regel an der mönchabgewandten Seite des Teiches ein und wird durch *Phragmites australis*, *Carex elata* oder *Carex paniculata* vorangetrieben.
Die Verlandung solcher Gewässer erfolgt im Vergleich zu anderen stillgelegten Teichen Schleswig-Holsteins langsam. Eine Einwanderung von Torfmoosen, wie von LÜTT 1989 für den Garrensee in Kreis Herzogtum Lauenburg beschrieben wurde, konnte punktuell an einem Waldteich bei Springhoe (TK 25 2024 Kellinghusen) festgestellt werden. Dort wird die Kontaktvegetation durch einen Moorbirkenbruch mit Gagelstrauch im Unterwuchs aufgebaut, in dem die Torfmoose bereits vertreten sind. Der Verlandungsbestand ist ca. 10 m² groß und wird überwiegend von *Sphagnum palustre* mit Beimengungen von *Sphagnum auriculatum*

und *Sphagnum fimbriatum* aufgebaut. Es bleibt abzuwarten, ob es sich dabei um eine dauerhafte Entwicklung handelt.

10.1.2.2. Verlandungsablauf in nährstoffreichen Teichen der Sander- und Altmoränengebieten in offener Landschaft *Elodea canadensis-Potamogeton natans*-Typ

Die Verlandungsdynamik in den Teichen dieses Types ist bedeutend stärker als beim *Nitella flexilis-Juncus bulbosus* Typ, weil - unabhängig von der Nährstoffversorgung - die besseren Beleuchtungsverhältnisse eine ungehinderte Röhrichtentwicklung ermöglichen.
In den ersten Jahren nach Aufgabe der Bewirtschaftung ist das Gewässer durch langandauernde Klarwasserstadien gekennzeichnet, die in erster Linie auf die Bindung der meisten verfügbaren Nährstoffe in der submersen Phytomasse zurückzuführen ist.

Im ersten Sommer treten in der submersen Vegetation nur wenige Änderungen zur Ausgangssituation ein (vgl. Kap. 8.2.4.2. *Ranunculus trichophyllus*-Typ). Bereits nach dem ersten Winter erlangen die wintergrünen Arten, die noch spät in den Herbst hinein ein positives Wachstum aufweisen, einen entscheidenden Konkurrenzvorteil, indem sie im folgenden Frühling den Wuchsort vor dem Austreiben oder der Keimung anderer Arten besetzen und die grundnahen Bereiche stark beschatten. In Geest-Gewässern setzen sich in der Regel entweder *Elodea canadensis* oder *Ranunculus tchophyllus* durch. An der Wasseroberfläche breitet sich *Potamogeton natans* aus. Der durch Wasserhahnenfuß-Arten der *Ranunculus aquatilis*-Gruppe geprägte Frühlingsblühaspekt fällt schwächer aus. Bei anhaltender, selbst mäßiger Nährstoffzufuhr aus dem Umland sind die Parvopotamiden-Bestände bereits im folgenden Sommer stark reduziert, die Nadelsimse und der Wasserpfeffer-Tännel fast verschwunden. Unter nährstoffärmeren Verhältnissen vollzieht sich der Übergang langsamer.
In siedlungsnahen oder in Kontakt zu Ackerflächen gelegenen Teichen entwickeln sich dichte Fadenalgenwatten oder Teichlinsen-Decken. Die submerse Vegetation setzt sich aus vereinzelten Wasserpest- und Hornblatt-Pflanzen zusammen.

10.1.2.3. Verlandungsablauf in den nährstoffärmeren Teichen der Sander- und Altmoränengebiete in offener Landschaft *Potamogeton obtusifolius*-Typ

In nährstoffärmeren Teichen, in denen ausbreitungsfähige wintergrüne Arten zum Zeitpunkt der Bewirtschaftungsaufgabe fehlen oder nur mit wenigen Individuen vertreten sind, kann sich der *Fontinalis antipyretica*-Typ über mehrere Jahre halten.
Bei ausbleibender Störung durch gründelnde Karpfen verdichten sich zunächst die *Eleocharis acicularis*-Bestände, so daß annuelle Arten wie *Elatine hydropiper* als erste verschwinden. Im Zuge der Schlammakkumulation werden die Bestände immer spärlicher, obwohl das Wasser klar bleibt und keine nennenswerte Beschattung die Entwicklung der Nadelsimsen behindert. Der Gewässergrund bleibt anschließend weitgehend unbewachsen. Lediglich einzelne Exemplare von *Potamogeton obtusifolius* und *Potamogeton berchtoldii*, die vor der Expansionsphase der Nadelsimsen bereits am Wuchsort vertreten waren, besiedeln den vorwiegend nackten Schlamm.

Wenn der Teich schwach durchströmt ist, wird der Bereich der stärkeren Fließgeschwindigkeit im Frühling durch einen *Ranunculus aquatilis*-Streifen angedeutet. Die Schlammächtigkeiten sind an solchen Stellen geringer und die Makrophytenbestände deshalb üppiger entwickelt.

Die weitere Verlandung verläuft in allen Geest-Teichen nach einem vergleichbaren Muster. In Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung der Gewässer nimmt die Mächtigkeit der Schlammauflage auf dem Gewässergrund unterschiedlich schnell zu.
Ab einer kritischen Tiefe von ca. 50 cm beschleunigt sich das Einwanderungstempo der Röhrichte. Die Verlandung vollzieht sich am schnellsten in den Gewässern, deren Ufer vor der Stillegung bereits von Großröhrichten bestanden waren. An steilen, mit Großseggen bewachsenen Ufern haben Röhrichte offensichtlich Ansiedlungsschwierigkeiten. In solchen Gewässern wird die Verlandung des öfteren durch *Equisetum fluviatile* eingeleitet, der sich binnen weniger Jahre auf der gesamten Teichfläche ausbreiten kann. Bei sehr dichten Beständen des Schlamm-Schachtelhalmes wird die Einwanderung von anderen Arten durch Konkurrenz im Wurzelraum zunächst aufgehalten. *Typha latifolia* scheint in dieser Situation jedoch langfristig konkurrenzkräftiger zu sein, während *Typha angustifolia* zwar zu verharren vermag aber keine Ausbreitungstendenzen zeigt. *Carex rostrata*-Bestände, die unter Bewirtschaftung die Wasserlinie begleiten, werden von den wasserwärts vordringenden, wuchskräfigeren Röhrichten "überholt". Sie vermögen sich allerdings länger am Wuchsort zu halten und dokumentieren den Verlauf der ehemaligen Wasserlinie, bis sie - wie in der Mehrheit der verlandeten Geest-Teiche zu beobachten - von dicht verfilzten *Calamagrostis canescens*-Teppichen erdrückt werden (vgl. Kap. 7.2.7.2.).
Phragmites australis und *Typha latifolia* sind bei mittlerer Nährstoffversorgung gleichermaßen vertreten. Bei starker Faulschlammentwicklung gewinnt der Breitblättrige Rohrkolben die Oberhand. Der Wasserschwaden kann zwar unter solchen Bedingungen ebenfalls gut gedeihen. Er ist an der Verlandung der Geest-Teiche jedoch schwach beteiligt, weil er vor der Stillegung am Wuchsort und in seiner näheren Umgebung nur selten vertreten ist (vgl. Kap. 7.2.7.1.). In der Verlandungszone der Teiche der Sandergebiete kommt der Wasserschwaden etwas häufiger vor, da er in den Ufersäumen der Fließgewässer dieses Naturraumes verbreitet ist.

Das Endstadium der Sukzession bilden *Typha latifolia*-Bestände mit einem *Calamagrostis canescens*-Filz als Unterwuchs, der selbst die Einwanderung von Weiden aufhalten kann. Solche Bestände sind deshalb ausgesprochen artenarm. Die mittleren Bereiche des ehemaligen Teiches sind auf dem dichten Rhizomgeflecht des Rohrkolbens betretbar. Die darunter liegenden Faulschlammschichten sind jedoch noch unbefestigt.

10.1.2.4. Verlandungsablauf in Teichen der Jungmoränenlandschaft

Stillgelegte Teiche sind im Östlichen Hügelland relativ selten, da einige Großbetriebe weiterhin an der Übernahme von produktiven Abwachsflächen interessiert sind. Hier rentieren sich sogar Restaurierungsmaßnahmen. Dreisömmerige Karpfen sind weniger pflegebedürftig als jüngere Fische und können auch in größeren Entfernungen vom Stammbetrieb versorgt werden.
Die Nutzungsverhältnisse im Umland des Teiches und die Ufermorphologie sind für den

Verlauf der Verlandung entscheidend.
Die Umlandnutzung beeinflußt die hydrochemischen Eigenschaften des Teiches. Das Wasser stammt überwiegend aus dem Drainagesystem der umliegenden Agrarflächen, aus meist grabenartig ausgebauten kurzen Zuläufen sowie aus Grund- und Niederschlagswasser. Die Nährstofffracht reicht oft zum Erzielen guter Fischerträge ohne Düngung und Zusatzfütterung aus. Die teichwirtschaftliche Nutzung bewirkt durch Entnahme der Fischbiomasse am Ende des Jahres einen beträchlichen Nährstoffaustrag, der durch die Denitrifikations- und Auswaschungsverluste während der winterlichen Trockenphase gesteigert wird.
Nach Aufgabe der Nutzung dienen die Teiche weiterhin als Vorfluter für das Drainagesystem der umliegenden landwirtschaftlichen Flächen. Die eingeschwemmten Nährstoffe werden nun überwiegend in pflanzlicher Biomasse umgesetzt und in den Gewässern akkumuliert.

Fortbestand des *Polygonum amphibium*-Typs

In stillgelegten Teichen, die unmittelbar an Ackerflächen in steilen Hanglagen oder an landwirtschaftliche Betriebe angrenzen, häufen sich bereits ab Mai starke Blaualgenblüten, die sich in rascher Folge bis zum Herbst ablösen.
Eine höhere submerse Vegetation ist kaum ausgebildet. An der Wasseroberfläche breiten sich vereinzelte kreisrunde Kolonien des Wasser-Knöterichs aus. Da Gewässer in solcher Lage unter Nutzung bereits zum *Polygonum amphibium*-Typ gehören, führt die Nutzungsaufgabe zu keiner drastischen Veränderung der aquatischen Vegetation.

Der Teichgrund ist von einer mächtigen Faulschlammschicht bedeckt, die nach wenigen Jahren von schwimmenden Wasserschwaden-Decken überzogen wird. Da *Glyceria maxima* oft schon unter Bewirtschaftung in den Uferzonen der Teiche der Jungmoränenlandschaft vertreten war, kann er sich ohne einwanderungsbedingte Verzögerung ungehindert ausbreiten (vgl. Abb. 13, S. 146).

***Ceratophyllum demersum*-Typ**

Nach Aufgabe der Nutzung können sich in Teichen des *Potamogeton lucens*-Typs ausgedehnte Bestände des Gemeinen Hornblattes entwickeln. Wie bereits bei der Erörterung der Dynamik des Potamogetonetum lucentis dargestellt (vgl. Kap. 7.2.3.4.), schließt das phänologische Jahr mit einem ausgesprochenen *Ceratophyllum demersum*-Dominanzstadium im Spätsommer ab. Wenn das Gewässer während des folgenden Winters bespannt bleibt, verhindert das wintergrüne Hornblatt das Aufkommen von konkurrenzschwächeren Arten im folgenden Frühling. Das Hornblatt spielt somit eine ähnliche Rolle wie die Wasserpest in Geest-Teichen.
Die *Ceratophyllum demersum*-Bestände sind am Ende des Winters jedoch meist nicht so dicht wie die *Elodea*-Populationen der Geest-Teiche (siehe oben), so daß weitere schattentolerante Arten wie *Ranunculus circinatus*, *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton pectinatus* mit geringen Deckungsanteilen vertreten bleiben. Auch *Alisma gramineum* harrt mindestens zehn Jahre in nicht mehr bewirtschafteten Teichen aus.
Insbesondere in kleineren Teichen können gewässerausfüllende Bestände von *Ceratophyllum demersum* bis zur vollständigen Verlandung ausgebildet sein. An der Oberfläche können

ausgedehnte Decken der Vielwurzeligen Teichlinse vorkommen. In größeren Gewässern können die Lemniden und die Ceratophylliden vom Wind verdriftet werden, so daß der *Potamogeton lucens*-Typ an exponierten Uferabschnitten etwas länger ausgebildet ist. Die Verlandung verläuft dafür an den Akkumulationsuferabschnitten umso schneller.

Die Faulschlammbildung schreitet etwas langsamer als beim *Polygonum amphibium*-Typ voran. An nicht beweideten Ufern wird die Verlandung von *Phragmites australis*, *Glyceria maxima* oder *Typha latifolia* bestritten. In kleineren Gewässern schließt der Rohrkolben den Verlandungsprozeß ab, während das Schilf in größeren Gewässern tendentiell dominiert.
Phragmites australis bildet zunächst in geschützten Buchten ausgedehnte Bestände und dringt anschließend relativ langsam gegen die Teichmitte vor. Im verlandenden Oberteich bei Kasseedorf in Ostholstein (TK 25 1830 Neustadt) nimmt die Wuchshöhe des Schilfes an der Wasserlinie deutlich ab. Oft konnten umgeknickte Halme beobachtet werden. Die Wassertiefe beträgt 40 bis 50 cm und würde eine weitere Schilfexpansion erlauben. Ob die Vitalitätsabnahme auf hydrochemische Parameter (vgl. DINKA 1990), auf eine stärkere Belastung durch Wellenschlag oder auf eine Kombination von mehreren Faktoren (KOVACS 1990, DITTRICH & WESTRICH 1990) zurückzuführen ist, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. Bei abnehmender Wuchsleistung von *Phragmites australis* verlangsamt sich deshalb die Verlandung solcher Gewässer.
Obwohl das unbefestigte und stark schwefelwasserstoffhaltige Substrat die Entwicklung von *Glyceria maxima* nicht behindern würde, ist die Art an der Verlandung nicht beteiligt. Bei ungestörten Verhältnissen an der Landseite des Schilfröhrichtes kann der Wasserschwaden vermutlich die Wasserlinie nicht erreichen, wo er unter den beschriebenen Bedingungen konkurrenzkräftiger als das Schilf wäre.

An beweideten Ufern kann der Röhrichtgürtel vollständig zerstört sein. Bei allmählicher Aufhöhung des Teichgrundes durch Schlammakkumulation können sich einzelne Inseln von allerdings*Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* in den für das Vieh nicht erreichbaren Bereichen ausbilden. Bestände von *Alisma gramineum* halten sich solange im Gewässer, bis Kleinröhrichte wie *Eleocharis palustris* oder Großseggen wie *Carex acutiformis* die gesamte Teichfläche zuwachsen.

10.1.3. Geschwindigkeit des Verlandungsprozesses

An allen verlandenden Gewässern konnte festgestellt werden, daß die Abnahme der Wassertiefe nicht nur auf Sedimentakkumulation im Zuge des Verlandungsprozesses zurückzuführen ist, sondern auch darauf, daß Sickerverluste nicht mehr ausgeglichen und die Stauvorrichtungen nicht mehr genügend gepflegt wurden. Diese Umstände erschweren die Abschätzung des Wasserflächenverlustes durch biogene Produktion.

Grundsätzlich ist die Verlandungsgeschwindigkeit von der Tiefe, von der Ufermorphologie und der Nährstoffversorgung des Gewässers abhängig. Ferner spielt das Vorhandensein eines potentiellen raschwüchsigen Röhrichtbildners eine beschleunigende Rolle.
Bei Wassertiefen um 40 bis 50 cm wurde in einem stillgelegten Teich in Ostholstein einen Ausbreitungsbetrag von einem *Glyceria maxima*-Bestand teicheinwärts von annähernd vier Meter in drei Jahren beobachtet. Solche Wuchsleistungen werden sicher nur bei optimalen

Tiefen- und Nährstoffbedingungen erreicht.
Bei langfristig niedrigen Wasserständen während der Vegetationsperiode kann sich *Phragmites australis* durch Ausbildung von wurzelnden Legehalmen um mehrere Meter im Jahr ausbreiten. Die dabei entstehenden Bestände sind zunächst sehr locker, schließen sich aber durch seitliche Verdichtung des Rhizomsystems im Laufe der zwei bis drei folgenden Jahre. Je schneller sich die Bestände schließen, umso artenärmer sind sie, da vermutlich anderen Arten die Zeit zum Einwandern fehlt.

Unter den beobachteten Verhältnissen sind stillgelegte Fischteiche kurzlebige Gewässer, die mit Ausnahme der dystrophen Waldteiche der Geest und einiger über 5 ha großen Teiche des Östlichen Hügellandes nach 20 bis 30 Jahren kein Wasser mehr führen. Unter sehr nährstoffreichen Bedingungen kann dieses Stadium bereits nach 10 Jahren erreicht werden.

10.1.4. Spätstadien der Sukzession

Durch den Vergleich verschiedener Ausgaben der TK 25 seit 1880 wurden ehemalige Teichstandorte ermittelt, die seit mindestens 20 Jahren nicht mehr als Gewässer in den Karten verzeichnet werden. Insgesamt 27 überwiegend in der Jungmoränenlandschaft gelegene, ehemalige Teiche, die bis heute nicht unter landwirtschaftlicher Nutzung stehen, wurden im Gelände aufgesucht.

An keinem der Standorte hat sich die Vegetation über Weidengebüsch-Stadien hinaus entwickelt. Gezielte Entwässerungsmaßnahmen oder Pappelanpflanzungen waren nicht erkennbar. Obwohl die Niederungen wahrscheinlich in den meisten Fällen als Vorflut für das Drainagesystem der umliegenden Nutzflächen dienen, liegt der Grundwasserspiegel zu tief unter Flur, um eine Weiterentwicklung zum Erlenbruch zu ermöglichen (vgl. HÄRDTLE 1990). Eine Ansiedlung von jungen Erlen in den oft dicht vergrasten Flächen konnte nicht festgestellt werden.
Die Sukzession verharrt in einem Weidengebüsch-Stadium mit hohem Nitrophyten-Anteil, in dem vor allem *Urtica dioica* und *Calamagrostis canescens* die Krautschicht aufbauen. Ferner wurden häufig stark ruderalisierte Landschilfbestände ohne Weidengebüsche angetroffen.

Diese Beobachtungen sind mit den Anforderungen der traditionellen Teichwirtschaft an ihre Standorte konform, da im Rahmen des Femelumtriebes eine Ackernutzung oder zumindest eine Grünlandnutzung möglich sein sollte (vgl. Kap. 3.2.2.). Es darf deshalb davon ausgegangen werden, daß viele der ehemaligen Teichflächen keine potentiellen Erlenbruchstandorte darstellen, sobald der Wasserstand nicht mehr künstlich hoch gehalten wird.
Bei modernen Teichstandorten dürfte diese Feststellung uneingeschränkt gelten, da schlecht drainierbare Lagen bei zunehmender Nutzungsintensität aus Gründen der Teichhygiene noch konsequenter als in früheren Jahrhunderten gemieden werden müssen.

Vor diesem Hintergrund wird verständlich, weshalb die Spätstadien der Sukzession keine Pflanzenbestände hervorbringen, die mit den aus der Verlandung von natürlichen Gewässern hervorgehenden Vegetationstypen vergleichbar sind. Wenn ein Teich sich selbst überlassen wird, entwickelt er sich in der Mehrzahl der Fälle zurück zum terrestrischen Standort, der er ursprünglich war.

Selbst dort, wo frühere Teiche in vernäßten Niederungen angelegt wurden, ist die weitflächige Veränderung des Landschaftswasserhaushaltes durch jahrhundertelange Drainage zu berücksichtigen (vgl. LEISTER 1956). Aufgrund des tiefgreifenden Wandels der gesamten hydrologischen Situation sind in Schleswig-Holstein die Aussichten, in stillgelegten Teichen ohne regulierenden Maßnahmen einen hohen Wasserstand zu halten, bedeutend geringer als in engen Mittelgebirgstälern (vgl. Beispiele aus der Oberpfalz bei ROWECK et al. 1988).

In Unkenntnis der Grundsätze der teichwirtschaftlichen Standortwahl werden oft von Naturschutzseite zu hohe Erwartungen in die Stillegung von Teichen gesteckt.
Die Vegetation der Spätstadien wird von euryöken Arten dominiert, die sich bereits im amphibischen Bereich entwickeln und im terrestrischen Bereich lange ausharren können. Es sind neben verschiedenen *Salix*-Arten im wesentlichen *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canescens*, die durch Nitrophyten wie *Urtica dioica* oder *Epilobium hirsutum* begleitet werden.
Die Geländebeobachtungen belegen, daß bei Nutzungsaufgabe aus Naturschutzsicht nicht auf begleitende wasserstandsregulierende Maßnahmen verzichtet werden darf. Die Kombination von spontanem, allmählichem Trockenfallen und hohen Nährstoffeinträgen aus dem Umland bringen bei raschem Verlust des Gewässers arten- und strukturarme Verlandungsbestände hervor. Die beschriebenen Verhältnissen gelten für die Mehrzahl der schleswig-holsteinischen Teiche. Lediglich die gut abgeschirmten Waldteiche der Geest weisen bei Aufrechterhaltung eines hohen Wasserstandes bezüglich ihrer Verlandungsgeschwindigkeit eine schwächere Eigendynamik auf.

10.2. Vegetationsentwicklung bei verschiedenen Folgenutzungen

Die Bewirtschaftungsaufgabe kann einzelne Gewässer in einer Teichgruppe oder ganze Anlagen z.B. nach Konkurs betreffen.
Die Übernahme der Gewässer durch Angelvereine oder einzelne Angelpächter ist weit verbreitet. Es werden selten ganze Anlagen, sondern vielmehr einzelne Gewässer verpachtet, so daß sich die Möglichkeit bietet, die Vegetationsentwicklung unter verschiedenen Folgenutzungen in benachbarten Teichen zu beobachten und miteinander zu vergleichen.
Im Unterschied zur Teichstillegung wird der Wasserstand bei Folgenutzungen weiterhin reguliert.
Die Bade- und Wassersportnutzung spielt in Schleswig-Holstein nur ausnahmsweise eine Rolle, da der Bedarf der Bevölkerung durch attraktivere Gewässer wie große Binnenseen sowie Nord- und Ostsee ausreichend gedeckt wird.
Freizeitfischerei und Angelsportbetrieb stellen im Untersuchungsgebiet die häufigsten Folgenutzungen dar.

10.2.1. Freizeitfischerei

Es lassen sich zwei Formen der Freizeitfischerei unterscheiden: die Freizeitteichwirtschaft und die Angelnutzung.

Freizeitteichwirte führen Besatzmaßnahmen, Fütterung und Trockenlegung zur Abfischung

durch. Die Grenze zwischen Freizeitnutzung und Nebenerwerb ist fließend, so daß einige kleinere Abwachsteiche diesem Typ zugerechnet werden können. Die Bewirtschaftung ähnelt derjenigen eines winterliche Trockenlegung in der Regel nur kurz ist, da an solchen Gewässern meist auch geangelt wird. Eine Zurückdrängung der Röhrichte erfolgt nur sporadisch.

Im Altmoränengebiet zeichnen sich solchermaßen genutzte Gewässer durch einen allmählichen Übergang vom *Ranunculus trichophyllus*-Typ zum *Elodea canadensis-Potamogeton natans*-Typ aus.
Im Östlichen Hügelland ist je nach früherer und jetziger Nutzungsintensität ein Wandel vom *Potamogeton lucens*-Typ zum *Ceratophyllum demersum*-Typ oder zum *Polygonum amphibium*-Typ feststellbar. Die kurze winterliche Trockenlegung verlangsamt zwar die Ausbildung von charakteristischen artenarmen stillegungsstadien, die jedoch mittelfristig - schätzungsweise mit einer Verzögerung von 5 bis 10 Jahren - eintreten. Dieser Übergang erfolgt um so schneller, je nährstoffreicher das System ist.

Bei reiner Angelnutzung erfolgen keine teichwirtschaftlichen Pflegemaßnahmen. Es werden lediglich Besatz- und Fütterungsmaßnahmen durchgeführt. Des öfteren wird die Ablaßvorrichtung durch Zementierung endgültig stillgelegt und durch einen unempfindlicheren Überlauf ersetzt. Das Angeln stellt oft die einzige Bestandskontrolle dar. Die Gefahr des Fehl- und Überbesatzes besteht, da die Bereitschaft, hohe Kosten für das Hobby aufzuwenden, den Regulator der Wirtschaftlichkeit außer Kraft setzt (SCHERRER 1990). Da möglichst viele große Fische gefangen werden sollen, werden oft zu hohe Futtermengen ausgebracht.
Häufig findet bei dieser Nutzung eine intensive "Pflege" der Uferzonen durch Anlegen von Rasenflächen und Blumenbeeten statt. Es werden in Form von Inseln "Biotope" geschaffen, sowie Wasserpflanzen, insbesondere See- und Teichrosen eingebracht.
Diese Nutzungsform entspricht einer Teichstillegung bei anhaltend hoher Nährstoffzufuhr. Der Übergang zu sehr artenarmen Verlandungsstadien erfolgt unabhängig vom Landschaftsraum binnen weniger Jahre, insbesondere wenn Schwimmblattpflanzen wie See- und Teichrosen gepflanzt werden. Aufgrund ihrer vergleichbaren Dynamik sind solche Gewässer dem *Polygonum amphibium*-Typ zuzuordnen.
Durch Anlage zahlreicher Angelstege kann die Röhrichtzone aus faunistischer Sicht völlig wertlos werden. Das Angeln vom Boot aus trägt zur Störung empfindlicher Tiere zusätzlich bei.

10.2.2. Angelsportbetriebe

Hierbei handelt es sich um Betriebe, in denen gegen Eintritt geangelt werden darf. Es wird zusätzlich pro Fang und gelegentlich nach Aufenhaltsdauer bezahlt. Die Kundschaft legt Wert auf entsprechende Infrastruktur (Stege, Schwimmpontons, Gastwirtschaft usw.) und auf die Möglichkeit, imposante Fische zu fangen. Ruhige Lage und naturnahe Umgebung spielen in der Regel eine untergeordnete Rolle.

Wie bei anderen Nutzungsformen können verschiedene Intensitätsstufen und Bewirtschaftungsweisen unterschieden werden.
So wurde eine aus einer Teichkette bestehende Anlage bei Hohenlockstedt (TK 25 2023 Itzehoe) in einen Angelsporbetrieb umgewandeln, wobei auf die Bewahrung nicht

frequentierter Zonen und die Kanalisierung der Besucher geachtet wurde. Die meisten Fische, die zum Besatz der Fangteiche verwendet werden, stammen aus Eigenproduktion, so daß hier eine Mischnutzung vorliegt. Die Aufzuchtteiche werden im Winter trockengelegt. Auf eine Kalkung wird verzichtet (mündl. Mitteilung des Besitzers). Die Fütterung und Besatzdichten sind geringer als in Betrieben, die nur von der Fischerzeugung leben, weil die Fische bißfreudig bleiben sollen.
In dieser Anlage sind aufgrund der differenzierten Nutzungsverhältnisse eine Vielzahl von Vegetationstypen feststellbar. In den stillgelegten Teichen zeichnen sich Entwicklungen zum *Nitella flexilis-Juncus bulbosus*-Typ ab. Die teichwirtschaftlich genutzten Gewässer sind dem *Fontinalis antipyretica*- und dem *Ranunculus trichophyllus*-Typ zuzuordnen, während die Angelteiche meist einer Übergangsform zum *Polygonum amphibium*-Typ entsprechen. Bei dieser Mischnutzung bleibt die extensive Teichwirtschaft auch unter den heutigen Verhältnissen rentabel (mündl.Auskunft).

Das andere Extrem stellen Gewässer dar, die lediglich als Behältnisse für Fangfische anzusehen sind. Durch hohen Mischbesatz, der zur Dezimierung der Friedfische durch Raubfische führen kann, wird den Wünschen der Kundschaft entgegengekommen. Die röhrichtfreien Ufer sind bei intensiver Trittbelastung bewuchslos. Der Wasserkörper ist frei von Makrophyten.

10.3. Vergleich mit der Vegetation natürlicher Gewässer

In den Sommern 1990 und 1991 wurden Vegetationskartierungen an 22 schleswig-holsteinischen Kleinseen durchgeführt, deren Flächenverhältnissen die denjenigen der Streck- und Abwachsteiche entsprechen. Ziel dieser Untersuchungen war der Vergleich der Pflanzenbestände, die sich in bewirtschafteten und stillgelegten Teichen entwickeln, mit der Vegetation natürlicher Gewässer aus derselben Region und von vergleichbarer Ausdehnung und Morphologie.

Die ausgewählten Gewässer (vgl. Liste im Anhang) haben eine durchschnittliche Wasserfläche von 5 ha. Ihre Tiefe beträgt im Durchschnitt 1,5 bis 2 m. Alle Seen befinden sich aufgrund der geologischen Entstehung Schleswig-Holsteins in den Endmoränen- und Binnensandergebieten der Jungmoränenlandschaft (vgl. Kap. 2.1.). Der Vergleich bezieht sich demzufolge nur auf Gewässer dieser Landschaftszone.
Mit Ausnahme des dystrophen Rammsees (TK 25 1523 Kropp) werden alle Gewässer - manche sehr intensiv - als Angelgewässer genutzt. Mächtige Sapropele überziehen die Seegründe.
Auf eine ausführliche Wiedergabe der Geländebefunde muß hier aus Platzgründen verzichtet werden. Die wichtigsten Ergebnisse werden im folgenden zusammengefaßt.

10.3.1. Makrophytenzone

Die submerse Vegetation der Kleinseen ist ausgesprochen artenarm. In der Mehrzahl der Gewässer fehlt sie ganz. Insgesamt konnten lediglich folgende Arten nachgewiesen werden:

Zannichellia palustris
Ceratophyllum demersum
Ranunculus circinatus
Potamogeton crispus

Die starke Trübung des Wassers erlaubte in der Regel nur "Blindfänge", so daß keine sicheren Aussagen über die Dichte der Bestände gemacht werden können. Es handelt sich jedoch überwiegend um sehr spärliche Vorkommen.
Die Nymphaeiden können bis zu 80% der Wasserfläche einnehmen (z.B. Nettelsee, TK 25 1827 Stolpe), sich aber auch auf wenige Pflanzen beschränken. Es dominieren die Teichrose *Nuphar lutea*, die in Karpfenteichen fast gänzlich fehlt, und die Seerose *Nymphaea alba*. Ferner kommen in Ufernähe *Polygonum amphibium* und *Potamogeton natans*, sowie *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* und *Lemna trisulca* vor, die meist im Schutz des Röhrichtes zu finden sind.
Die submerse Vegetation der stillgelegten Teiche gleicht sich derjenigen der natürlich entstandenen Gewässer an, was aus vegetationskundlicher Sicht nicht unbedingt als erstrebenswerte Entwicklung zu werten ist.

10.3.2. Uferzonen

Im Unterschied zur Vegetation des Wasserkörpers sind die Pflanzenbestände der Uferzonen bedeutend artenreicher als an verlandenden Teichen, wodurch auch das Alter der Gewässer zum Ausdruck kommt. An der Mehrzahl der untersuchten Kleinseen kommen unterschiedlich intakte Erlen- oder Birkenbruchwälder vor.

Die Verlandung wird überwiegend durch *Phragmites australis* vorangetrieben. Lediglich an gestörten Stellen wie in der Nähe von Angelstegen und Viehtränken siedeln sich *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* und *Sparganium emersum* an. Nur bei intensiver Störung des Röhrichtes und sehr starker Eutrophierung gelangt *Glyceria maxima* zur Dominanz (z.B. Kleiner Pohlsee TK 25 1725 Westensee). Als floristische Besonderheit kommt am Saatsee (TK 25 1828 Plön) *Cladium mariscus* vor. Das Schneidried wurde an keinem der schleswig-holsteinischen Teichen angetroffen.
Die Außengrenze des Röhrichtes wird an geschützten Uferabschnitten von gut ausgebildeten Beständen des Wasserschierlings-Riedes gesäumt, das sich vornehmlich auf unbefestigen Mudden und Driftmatten entwickelt. Hier kann auch der Fieberklee schwimmende Decken aufbauen. Vergleichbare Bestände fehlen in bewirtschafteten Teichen.
Artenreiche Übergangsstadien zum Erlenbruchwald mit *Thelypteris palustris* und *Ranunculus lingua*, die an mehreren Seen angetroffen wurden (z.B. Oberer Ausgrabensee, Nettelsee, Saatsee, Drömlingsee), fehlen in verlandenden Teichen.
Gleiches gilt für *Sphagnum*-reiche Schwimmdecken mit *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Drosera rotundifolia* und *Carex canescens* (z.B. Bocksee, Kollsee, See beim Rastorfer Kreuz). Unmittelbar an der heutigen Wasserlinie entwickeln sie sich nur noch am Rammsee. An den anderen Seen kommen sie inselartig im Schilfröhricht vor und sind vermutlich als Relikte eines früheren nährstoffärmeren Zustandes der Seen zu werten, der ihre Entwicklung an der ehemaligen Wasserlinie ermöglicht hatte.

10.4. Fazit der Geländebeobachtungen

Eine Folgenutzung durch Freizeitfischerei bedeutet in der Mehrzahl der Fälle eine stärkere Belastung des Gewässers als bei extensiver Teichwirtschaft.

Nach Stillegung erfolgt eine rasche Uniformisierung der submersen Vegetation, die um so schneller abläuft, je nährstoffreicher das Gewässer ist. Mit zunehmender Mächtigkeit der Schlammschicht auf dem Gewässergrund verschwindet die gesamte submerse Vegetation. Lediglich Arten, die Schwimmdecken aufbauen oder Schwimmblätter besitzen, können sich langfristig halten. Die Verhältnisse gleichen sich somit denjenigen der Kleinseen vergleichbarer Größe an, wobei die für Seen charakteristischen Nymphaeiden sich in stillgelegte Teiche ohne Einbringung meist nicht spontan ansiedeln können (vgl. Kap. 7.2.3.1.).

Die Röhrichtvegetation der Teiche bleibt meistens arten- und strukturärmer als diejenige der Seen. Die Verlandung wird oft durch Arten wie den Wasserschwaden und den Breitblättrigen Rohrkolben vorangegetrieben, die in Seen eine geringere Rolle spielen. Insbesondere bei hoher Nährstoffversorgung bilden diese Arten sehr dichte Bestände, in denen sich neue Arten nur schwer ansiedeln können. Die für Teiche charakteristischen Kleinröhrichte fallen dem expansiven Wachstum der Großröhrichte zum Opfer. Die ursprüngliche, nutzungsbedingte Artenarmut der Röhrichte bleibt deshalb erhalten, gelegentlich kann sie sich sogar verschärfen.
Die in stillgelegten Karpfenteichen entstehenden Röhrichte sind deshalb bezüglich ihres bioceonotischen Wertes in der Regel nicht den Verlandungsformationen der natürlich entstandenen Gewässern gleichzusetzen. Auch langfristig ist aufgrund der hydrologischen Eigenschaften vieler Standorte keine spontane Weiterentwicklung zum Erlenbruch zu erwarten (vgl. Kap. 10.1.4.).

In der Mehrzahl der Fälle gleicht der Verlandungsvorgang in den untersuchten Teichen vielmehr einer Invasion durch wenige konkurrenzkräftige Arten als dem allmählichen Ausreifen einer zunehmend komplex aufgebauten Biocoenose (vgl. Abb. 13, S. 146).
Mit Ausnahme der wenigen, zur Dystrophierung neigenden Gewässer in Waldgebieten der Altmoränenlandschaft bieten die flachen und nährstoffreichen Teiche optimale Entwicklungsbedingungen für wuchskräftige Arten, so daß die Veränderungen in der Vegetationsdecke sehr schnell ablaufen. Das Tempo der Sukzession, das durch die starke Expansion weniger Invasoren vorgegeben wird, erklärt vermutlich die Arten- und Strukturarmut der späten Stadien der Verlandung in nährstoffreichen Fischteichen. Die auftretenden dominanten Arten besitzen die Fähigkeit, den Standort derart zu verändern (z.B. Sapropelbildung durch *Ceratophyllum demersum* oder Verfilzung durch *Calamagrostis canescens*), daß eine Einwanderung von neuen Arten und eine Nischendifferenzierung ausbleiben, die bei einer langsameren Verlandung und damit einem längeren potentiellen Einwanderungszeitraum mit einer höheren Wahrscheinlichkeit stattgefunden hätten. Wenn die Hauptexpansionsphase der Invasoren allmählich abklingt, hat sich der Standort bereits irreversibel verändert, so daß die Entwicklung der "übersprungenen" Stadien unmöglich geworden ist. Die mittlerweile abgeschwächten Invasoren können in Abwesenheit von Konkurrenten verharren, bis sie schließlich von terrestrischen Arten verdrängt werden.

Die vorgestellte Entwicklung läßt sich mit Hilfe der Theorie von CONNELL & SLATYER 1977 beschreiben, die drei Sukzessionsmodelle unterscheiden:

1. Das *facilitation*-Modell beschreibt eine Situation, in der die ersten Besiedler einer Fläche beispielsweise durch ihren Einfluß auf den Boden oder durch ihre Wuchsform die Ansiedlung weiterer Arten fördern, die wiederum folgende Sukzessionsstadien einleiten.

2. Das *tolerance*-Modell geht von einer zunehmend spezialisierten Ausnutzung der Standortressourcen durch Arten aus, die über verschiedene, nicht konkurrierende Strategien z.B. der Nährstoffaufnahme verfügen. Die zuerst angesiedelten Arten nehmen die besser versorgten Teilstandorte ein, während die "Nachzügler" sich mit den verbleibenden Nischen begnügnen müssen. Erst- und Spätbesiedler sind jedoch in der Lage, ohne unmittelbare Konkurrenz am Standort zu koexistieren.

3. Beim *inhibition*-Modell widersetzen sich die Erstbesiedler der Einwanderung weiterer Arten und verharren deshalb konkurrenzlos am Standort. Erst katastrophale Ereignisse, die ein zumindest partielles Absterben ihrer Populationen bewirken, können die festgefahrene Sukzession vorantreiben.

Während die Verlandung in natürlichen Gewässern sich als Kombination von *facilitation*- und *tolerance*-Phänomenen beschreiben läßt, entsprechen die Massenentwicklungen weniger dominanter Arten in stillgelegten Teichen (z.B. *Typha latifolia-Calamagrostis canescens*-Bestände , Kap. 10.1.1.2.) dem *inhibition*-Modell.

Durch Sukzessionsinhibitoren dominierte Vegetationstypen wurden bereits auf terrestrischen Brachen in dicht besiedelten Gebieten beschrieben und sind für eutrophierte Landschaften mit stark verarmter Flora charakteristisch (GRIME 1979:156). Die Entwicklung bleibt bei artenarmen Dominanzstadien von konkurrenzkräftigen euryöken Arten stecken, die sich auch langfristig als sehr stabil erweisen. Es handelt sich um mäßig störungstolerante Arten, die bereits unter Nutzung vertreten sein können aber unter störungsfreien Verhältnissen zu einem sehr starken expansiven Wachstum befähigt sind.
Die Einwanderung von Arten der nächsten Stadien der Sukzession wird bei hohem Nährstoffangebot durch die hohe Phytomassebildung der etablierten Arten erschwert. Je ausgeprägter ihre Dominanz ist, umso stärker profitieren sie von den Nährstoffen, die allmählich durch den Abbau abgestorbener Pflanzenteile verfügbar werden oder über verschiedene Eintragspfade anfallen, so daß lediglich die Wuchskraft der bereits konkurrenzlosen Arten gestärkt wird und ihre Dominanz verfestigt.
Je höher die verfügbare Nährstoffmenge ist, umso schneller erfolgt die Expansion der Inhibitoren. Eine rasche Ausbreitung verkürzt die Zeitspanne, in der sukzessionsfördernde Arten einwandern könnten, bevor Sukzessionsinhibitoren zur alleinigen Vorherrschaft gelangen. Der oft hohe Isolationsgrad der Standorte stellt eine zusätzliche Einwanderungshürde dar.

11. Die Fitneß-Analyse als Instrument der Sukzessionsprognose und der Managementplanung

Die Aufgabe der teichwirtschaftlichen Nutzung führt zu raschen und tiefgreifenden Veränderungen der Vegetation. Für fast alle Teichtypen gilt, daß der unter Bewirtschaftung festgestellte Zustand der Vegetation bei Stillegung nicht erhalten bleibt. Insbesondere zur Erhaltung der submersen Vegetation, die bei spontaner Vegetationsentwicklung rasch verschwindet, erscheinen erhaltende Pflegemaßnahmen angebracht. Die gewonnenen Ergebnisse belegen ferner, daß eine Differenzierung der Schutzstrategien in Abhängigkeit des dynamischen Entwicklungspotentials der verschiedenen Teichtypen geboten ist (vgl. Kap. 8.2.).
Im Unterschied zu anderen Vegetationstypen der Kulturlandschaft wie Heiden oder Feuchtwiesen wurden allerdings bislang kaum Erfahrungen im Bereich der Pflege und der Extensivierung von Fischteichen gesammelt, so daß zur verantwortungsvollen Planung die Auswirkungen der Pflegeplänen selbst prognostiziert werden müssen, um ein eventuell folgenschweres "Herumprobieren" mit Maßnahmen - einschließlich der Strategie des Nicht-Eingreifens - nach Möglichkeit auszuschließen. Als Grundlage der Naturschutzplanung muß deshalb eine über die Feststellung des Ist-Zustandes hinausgehende Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Vegetation vorliegen. Managementfehler und Fehleinschätzungen dürften sich in hochproduktiven Teichökosystemen verhängnisvoller als bei nährstoffärmeren Gewässern auswirken.

11.1. Grenzen des Einsatzes herkömmlicher Methoden der Sukzessionsforschung zur Prognose der Vegetationsentwicklung auf aquatischen Stillegungsflächen

Die Geländeuntersuchungen haben gezeigt, daß bei spontaner Weiterentwicklung der Vegetation in stillgelegten Gewässern Abweichungen vom Modell auftreten, nach welchem verschiedene Gemeinschaften (z.B. Laichkraut-, Schwimmblatt- oder Röhrichtstadien) sich in quasi-deterministischer Abfolge bis zu einem vorhersagbaren Endstadium (Erlen- oder Birkenbruch) ablösen. Die Sukzessionsschemata, die durch das Studium naturnaher, weitgehend ungestörter Gewässerökosysteme abgeleitet wurden, sind auf Teichstillegungsstadien nicht übertragbar (vgl. Kap. 10.4.). Die Gründe, die sich hierfür anführen lassen, haben weitreichende methodologische Konsequenzen für die Erarbeitung von Sukzessionsprognosen.

Die Sukzessionsforschung stützt sich in der Regel auf Langzeituntersuchungen mit Hilfe von Dauerquadraten (MILES 1987). Auf der Grundlage der erhobenen Daten können statistische Sukzessionsmodelle entwickelt werden (vgl. u.a USHER 1987). Die notwendigen Informationen liegen für die untersuchten Gewässer noch nicht im erforderlichen Umfang vor.
Das Projizieren früherer Verlandungsabläufe in die Zukunft ist bei veränderlichen Umweltbedingungen im Gewässerumfeld (beispielsweise durch Wandel der Landnutzungsintensität) problematisch, da in früheren Jahrzehnten die Nährstoffzufuhr in stillgelegte Teiche zum Zeitpunkt 0 der Sukzession in der Regel bedeutend geringer als heute war. Sukzessionsinhibitoren waren sicherlich auch am Standort vertreten; Bei einem geringeren Nährstoffangebot erfolgte ihre Expansion jedoch langsamer, so daß sie vermutlich seltener zur ausschließlichen Dominanz gelangten. Bei zunehmender floristischer Verarmung des Gewässerumfeldes verringert sich auch das Einwanderungspotential. Darüber hinaus muß berücksichtigt werden, daß eine indirekte "Düngung" auch nach Aufgabe der Nutzung über verschiedene Eintrags-

pfade (z.B. Drainageeinleitungen, atmogene Einträge) aufrechterhalten bleibt.
Die Ausgangslage der Sukzession darf mit den Anfangsstadien früherer Sukzessionen nicht gleichgesetzt werden, weshalb ein schablonenhaftes Projizieren jahrzehnt- oder jahrhundertalter Verlandungsreihen in die Zukunft nicht zulässig ist. Hier wird an die Grenzen des Aktualismusprinzips gestoßen, das eine der Grundannahmen der klassischen Sukzessionsforschung darstellt.

Die Schwierigkeiten der pflanzensoziologischen Zuordnung der angetroffenen Bestände wurden bereits im Kap. 7.2.9. erläutert. Die soziologische Ansprache muß in vielen Fällen auf einem hohen hierarchischen Niveau, oft lediglich als Basalgesellschaft der Klassen erfolgen, so daß keine differenzierten syndynamischen Aussagen ableitbar sind (vgl. Kap. 7.2.9.). Ferner zeigte sich, daß sich bei Stillegung - unabhängig von der Ausgangsgesellschaft - oft wintergrüne, konkurrenzkräftige Arten durchsetzen, die bei der Abgrenzung der syntaxonomischen Einheiten meist keine Bedeutung haben oder wie *Ceratophyllum demersum* oder *Elodea canadensis* als Klassencharakterarten eingestuft werden.
Die Vegetationsentwicklung ist auf der Grundlage der syntaxonomischen Ansprache der Ausgangsgemeinschaften deshalb nur eingeschränkt prognostizierbar.

Ein häufig beschrittener Weg der Sukzessionsprognose stützt sich auf die Annahme, daß die Phytomasseproduktion als Indikator für die Konkurrenzkraft von Pflanzen herangezogen werden kann (vgl. u.a. SMITH & HUSTON 19898, WILSON & KEDDY 1986).
Die Biomasseproduktion wird bei verschiedenen Konstellationen der Standortparameter quantitativ erfaßt. Unter Verwendung einer Standortmodellierung wird aus der voraussichtlichen Ausprägung der Standorteigenschaften die zukünftigen Phytomasseproduktion prognostiziert.
Die Grenzen der Anwendbarkeit dieses Ansatzes für Teichstillegungen wurden bei der Gegenüberstellung der Grundzüge der Vegetationsdynamik unter Nutzung und nach Stillegung deutlich. Die ersten Jahre nach der Bewirtschaftungsaufgabe bringen in bezug auf die Vegetationsdynamik einen abrupten Wandel der gesamten Standortqualität. Das Streß- und Störungsregime des Standortes (vgl. Kap. 5.3.) verändert sich grundlegend.
In genutzten Gewässern spielt Streß durch Mangelfaktoren meist eine untergeordnete Rolle, so daß anspruchlose, langsam wachsende Arten keine günstigen Entwicklungschancen vorfinden. Dagegen sind Arten im Vorteil, die in der Lage sind, sich nach Störungen sehr schnell zu regenerien, das Ressourcenpotential auszunutzen und in dem zur Verfügung stehenden Zeitraum ihren Lebenszyklus abzuschließen. Aufgrund der zyklischen Zerstörung der Bestände kommt es innerhalb einer Vegetationsperiode selten zur vollständigen Verdrängung einer Art durch interspezifischen Konkurrenz. Die Nutzung als dominanter Standortfaktor überschattet den Einfluß der weiteren Standortfaktoren.
Nach Stillegung kann sich das Konkurrenzgefüge innerhalb der Bestände langfristig aufbauen, so daß sich diejenigen Arten durchsetzen, die das Ressourcenangebot am effizientesten ausschöpfen. Die für genutzte Teiche charakteristische Zyklizität der Vegetationsentwicklung (vgl. Kap. 8.1.) wird durch eine gerichtete - von jahreszeitlichen Zyklen abgesehen - "lineare" Dynamik abgelöst. Die Selektion erfolgt nicht mehr aufgrund der Regenerationsfähigkeit nach extern gesteuerten Eingriffen, sondern zunehmend nach dem Vermögen, sich bei einer bestandsinternen Steuerung der Vegetationsdynamik unter verstärktem Streß zu behaupten.
Zumindest in den ersten Stadien der Sukzession ändert sich die quantitative Ausprägung der abiotischen Standortparameter nur wenig. Der Wandel der gesamten Standortqualität ergibt

sich vielmehr aus der Zu- oder Abnahme des relativen **Einflusses** der einzelnen Faktoren, da nach Ausschaltung der Nutzung andere Standorteigenschaften für die Vegetationsentwicklung entscheidend werden können, obwohl sie sich in quantitativer Betrachtung noch nicht grundlegend gewandelt haben. Diese Umschichtung in der Hierarchie der Standortfaktoren beeinflußt das Konkurrenzverhalten und die Wuchsleistung der zum Zeitpunkt der Stillegung vertretenen Arten. Aufgrund des Wandels des Streß/Störung-Regimes können erhebliche Variationen der Phytomasseproduktion ohne gravierende Änderungen der meßbaren Standortparameter festgestellt werden. Die Veränderungen der Phytomasseproduktion und abiotischen Parametern laufen zumindest in der Umbruchsphase unmittelbar nach der Stillegung nicht kohärent ab.
Erst mittelfristig verändert die Vegetation selbst ihren Standort im Zuge der Verlandung beispielsweise durch Akkumulation von organischer Substanz. Bevor dieses Stadium erreicht wird, können sich jedoch bereits dichte Bestände von Sukzessionsinhibitoren ausgebreitet haben. Die ersten Jahre nach der Stillegung, die oft als kurzfristige Phase zufälliger Fluktuationen abgetan werden, sind deshalb von vorrangiger Bedeutung für die zukünftige Entwicklung eines nährstoffreichen Teiches, da etablierte und weitgehend konkurrenzlose Gewächse ein außerordentlich starkes Verharrungsvermögen besitzen können und deshalb am Standort vorkommen, obwohl die Bedingungen für sie längst suboptimal geworden sind. Daraus ergibt sich die Konsequenz, daß Prognoseverfahren, die auf dem Prinzip der Standorttreue von Pflanzen basieren, für stillgelegte Teiche nur bedingt einsetzbar sind.

Es muß ferner berücksichtigt werden, daß eine Prognose der Standortparameter eine umfangreiche Modellierung der Stoffflüsse im Teichökosystem voraussetzt. Im Kap. 6. wurde bereits auf den notwendigen Meßumfang hingewiesen, der zur Herleitung seriöser Aussagen Voraussetzung ist. Soll die Sukzessionsprognose in die konkrete Naturschutzplanung einbezogen werden, so müssen Verfahren entwickelt werden, die mit geringeren Kosten verbunden sind und schneller umsetzbare Ergebnisse liefern.

Als Fazit kann festgehalten werden,

1. daß die Übertragung früherer Sukzessionsschemata auf heutige Verhältnisse nicht uneingeschränkt zulässig ist,

2. daß eine seriöse Standortmodellierung mit einem Zeit- und Kostenaufwand verbunden ist, die ihren Einsatz bei konkreten Planungen unrealistisch macht,

3. und daß das Postulat der für Prognose operationalisierbaren Korrelation zwischen Standort und Pflanze in Phasen intensiver Wandel der Standortqualität zumindest zeitweilig, jedoch in einer entscheidenden Phase außer Kraft gesetzt wird.

Aus diesen Überlegungen folgt, daß ein in der Planungspraxis einsetzbares Verfahren zur Sukzessionsprognose auf anderen Ausgangsdaten basieren muß.

11.2. Grundannahmen des vorgeschlagenen Prognoseverfahrens

Das im Rahmen der vorliegenden Untersuchung entworfene Verfahren zur Prognose der Vegetationsentwicklung nach Stillegung bewirtschafteter Teiche beruht auf folgenden Annahmen:

Der nach Stillegung einsetzende Sukzessionsablauf ergibt sich aus dem Reaktionspotential der einzelnen Arten im Zeitintervall zwischen der Nutzungsaufgabe und der Herausbildung eines Gemeinschaftsgefüges, das sich, nachdem es im Gleichgewicht mit den neuen Standorteigenschaften steht, nur noch vergleichsweise langsam weiterentwickelt. In der Umbruchsphase, in der die Bedeutung der exogenen Steuerung durch Störungsereignisse zugunsten einer endogenen Auslese durch interspezifische Konkurrenz zurückweicht, ist die Rate des floristischen Wandels in nährstoffreichen Gewässern besonders hoch, wobei die Sukzession sich in stabilen Zwischenstadien "festfahren" kann (vgl. für terrestrische Systeme GRIME 1979:155).

Primärer Auslöser dieser Entwicklung ist der grundlegende Wandel des Streß-Störungsregimes am Standort. Der Grundstein der weiteren Sukzession wird bereits in den ersten Jahren nach dem Nutzungsabbruch gelegt, weshalb diese Phase, die oft als Phase anfänglicher Fluktuationen in der Sukzessionsforschung vernachlässigt wird, besondere Aufmerksamkeit verlangt.

Bei raschem Wandel der Standortqualität sind Pflanzen in unterschiedlichem Maße in der Lage, sich unter den neuen Standortbedingungen zu behaupten. Jede Art verfügt über ein bestimmtes "Verhaltensrepertoire", das die Grenzen ihrer ökologischen Plastizität festlegt.
Die Gesamtheit der Verhaltensweisen, zu denen eine Pflanze im Laufe ihrer verschiedenen Lebensphasen als Keimling, Jungpflanze und adulte Pflanze befähigt ist, wird unter dem Oberbegriff **Lebensstrategie** zusammengefaßt (zur Abgrenzung des Begriffes vgl. URBANSKA 1992:185).
Lebensstrategien setzen sich aus einer Vielzahl ökophysiologischer und populationsbiologischer Einzeleigenschaften (**Attributen**) zusammen, die wie die Lichtinduzierung der Keimung in der Regel genetisch verankert sind und - trotz möglicher phänotypischer Variabilität - in einer Phase intensiver Standortumstrukturierung zu den wenigen stabilen Eckdaten gehören. Es erscheint deshalb sinnvoll, sie als Basisdaten der Prognose zu wählen.
Demzufolge wird vorgeschlagen, zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung die spezifischen Reaktionen der einzelnen Arten auf den Standortwandel zugrundezulegen. Anstatt aus standortbedingten Ursachen Auswirkungen auf die Vegetation abzuleiten, verlagert sich die Betrachtungsperspektive auf die Wirkungsseite, nämlich auf das reaktive Potential der Pflanzen selbst.

Lebensstrategien sind in neuerer Zeit zur Vorhersage des reproduktiven Erfolges von Wasserpflanzen herangezogen worden, wobei die Aufmerksamkeit lediglich der Samen- oder Propagulenproduktion und nicht dem anschließenden Jungpflanzenstadium galt (TITUS & HOOVER 1991). MURPHY, RØRSLETT & SPRINGUEL 1990 haben Pflanzengemeinschaften auf der Grundlage der Strategien der ausgewachsenen Pflanzen typisiert. Diese Untersuchungen beziehen sich jedoch ausschließlich auf langfristig etablierte Gemeinschaften.
In stabilen Systemen mag die Berücksichtigung von nur einer Phase des Lebenszyklus zuläs-

sig sein, da beim Vorkommen von etablierten, sich vermehrenden Pflanzen in der Regel davon ausgegangen werden darf, daß zumindest zeitweilig günstige Bedingungen für das Jungpflanzenstadium erfüllt sind oder daß klonales Wachstum ein potentiell unbeschränktes Fortbestehen der Pflanze ermöglicht. Bei raschen und tiefgreifenden Veränderungen der Standortqualität, so wie sie an den untersuchten Gewässern eintreten, darf dieses jedoch nicht mehr vorausgesetzt werden.

Bislang liegen nur wenige Untersuchungen über Lebensstrategien von Gewässermakrophyten in gestörten Systemen vor. In den behandelten Fällen ist die Instabilität selbst eine mehr oder weniger konstante Standorteigenschaft (vgl. BROCK 1988). Der Übergang von einer störungsgeprägten Standortqualität zu einer störungsarmen, aber dafür streßgesteuerten Dynamik wurde nach vorliegendem Kenntnisstand im aquatischen Bereich noch nicht beschrieben. Während in zunehmender Zahl Untersuchungen der Dynamik der Brachen im terrestrischen Bereich gewidmet wurden, fanden aquatischen "Brachen" bislang keine Beachtung.

11.3. Beschreibung der Fitneß-Analyse

Das vorgeschlagene Verfahren, die **Fitneß-Analyse** strebt eine qualitative Abschätzung der Verschiebungen des Arteninventars der submersen Vegetation bei Änderungen der Standorteigenschaften an. Es soll somit eine bessere Abschätzung der Konsequenzen von naturschutzorientierten Pflegekonzepten und Stillegungsmaßnahmen ermöglichen.

Es wird hier davon ausgegangen, daß, wenn das vorgeschlagene Verfahren in die Planungspraxis integriert werden soll, auf eine aufwendige quantitative Simulation des Standortwandels verzichtet werden muß. Veränderungen des Streß/Störungsregimes sind ohnehin nur indirekt quantifizierbar. Die Basisdaten sind deshalb ausschließlich qualitativer Art. Die Schärfe der Prognose wird zwar dadurch beeinträchtigt, Erfahrungen aus der jetzigen Planungspraxis zeigen jedoch, daß schon Trendaussagen einen wesentlichen Beitrag zur Optimierung von Planungskonzepten leisten können.

11.3.1. Fitneß-Begriff

Als **Fitneß** einer Art wird der Grad ihrer Adaptation an einem gegebenen Standortzustand definiert. Die Fitneß besteht aus einem Bündel von Lebensstrategie-Attributen, die für die Erfolgsaussichten der Art am Standort entscheidend sind.

Unter **Erfolg** wird hier im populationsbiologischen Sinne die Fähigkeit verstanden, durch das Hervorbringen von fortpflanzungsfähigen Nachkommen auf generativem oder vegetativem Weg den Erhalt der Population am Standort langfristig zu sichern (in Anlehnung an URBANSKA 1992:181).
Der Begriff "Erfolg" wird von den meisten Autoren auf die Ausbildung von Samen oder sonstigen Fortpflanzungseinheiten bezogen (vgl. URBANSKA 1992: 180 ff.). Hier wird die Definition um die Bedingung des tatsächlichen Aufkommens einer neuen Generation erweitert, da bei Wandel der Standortqualität nicht gesichert ist, daß die Keimbedingungen, die für die vorige Generation erfüllt waren, es noch für die nächste sein werden.

In Abhängigkeit von den Standortmerkmalen können die einzelnen Attribute der Lebensstrategie einer Art in drei Gruppen eingeteilt werden:
- Eigenschaften, die am Standort einen Nachteil bedeuten,
- Eigenschaften, die am Standort einen Vorteil bedeuten,
- neutrale Eigenschaften.

Die Fitneß einer Art kann durch ihre **Fitneß-Zahl** ausgedrückt werden, die sich aus der Summe der Attribute ergibt, die sich unter einem gegebenen Standortzustand positiv auf ihre Erfolgsaussichten auswirken, abzüglich der Summe der sich diesbezüglich negativ auswirkenden Attribute.
Es besteht die Möglichkeit, die Attribute gegeneinander zu gewichten, indem sie eine unterschiedlich hohe absolute Punktzahl zugewiesen bekommen. Eine objektive Bewertung der einzelnen Attribute bereitet jedoch Schwierigkeiten, da jede Eigenschaft prinzipiell eine entscheidende Rolle in einer Phase des Lebenszyklus einer Pflanze spielen kann. Bei einer bewertungsneutraleren Vorgehensweise wird hier der Wert sämtlicher Attribute in der Spanne -1/0/+1 festgelegt, wobei der Wert 0 neutrale Eigenschaften kennzeichnet.

Im Zuge des Wandels der Standorteigenschaften ändert sich die Wertigkeit der Attribute und mit ihr die standortabhängige Fitneß der Art. Durch Bilanzierung der positiven und negativen Attribute zu den Zuständen A und B des Standortes kann abgeleitet werden, ob die Fitneß-Zahl der Art beim Standortwandel unverändert bleibt, zu- oder abnimmt.
Die Differenz der Fitneß-Zahlen in A und B drückt folglich die Wahrscheinlichkeit des Artvorkommens beim Standortzustand B aus.
Wenn mehrere Arten anhand desselben Attributskatalogs geprüft werden, können sie ferner mit Hilfe ihrer Fitneß-Zahlen für einen gegebenen Standortzustand miteinander verglichen werden. Die Sukzessionsprognose ergibt sich aus dem Vergleich der relativen Fitneß-Schwankungen der verschiedenen Arten.

FITNESS - ANALYSE FÜR ART X

Standortzustand A		Standortzustand B	
Attribut a	+1	Attribut a	0
Attribut b	+1	Attribut b	-1
Attribut c	-1	Attribut c	+1
Attribut d	0	Attribut d	+1
Attribut e	+1	Attribut e	-1
Attribut f	0	Attribut f	-1
Fitneß	**A = +2**	**Fitneß**	**B = -1**

Die Fitneß einer Art ist keine bestehende Eigenschaft, sondern gilt nur in Zusammenhang mit einer bestimmten Standortqualität. Sie ist keine einfach handhabbare Zahl, die wie ökologische Zeigerwerte in einer Liste nachgeschlagen werden könnte, sondern das Ergebnis der jeweiligen Analyse der Pflanze-Standort-Beziehungen.

11.3.2. Durchführung der Fitneß-Analyse

Das Prüfverfahren erfolgt in mehreren Schritten, die hier zunächst theoretisch vorgestellt werden. Die Vorgehensweise wird anhand vier Anwendungsbeispiele im Kap. 11.5. verdeutlicht.
Als Basisdaten werden das vollständige Artinventar des Standortes sowie Informationen über die Lebensstrategien der festgestellten Arten benötigt.
Dazu zählen beispielsweise Angaben zur Keimungsökologie (Lichtbedürftigkeit, Sauerstoffbedarf), zum Muster der Ressourcenallokation zwischen Sproß und Wurzel, zu vegetativen Vermehrungsstrategien, zur Schattentoleranz in den verschiedenen Lebensphasen der Pflanze (vgl. unten Kap. 11.4.). Eine Art kann langfristig nur dann vorkommen, wenn der Standort die spezifischen Anforderungen sämtlicher Phasen ihres Lebenszyklus erfüllt.
Zur Bewertung der Strategienmerkmale sind standortbezogene Daten erforderlich.

11.3.2.1. Standortsszenario

In einem ersten Schritt müssen vor dem Hintergrund des geplanten Managementkonzeptes bzw. der Stillegung die Standortveränderungen vom als bekannt gesetzten Zustand A zum voraussichtlichen Zustand B des Standortes abgeschätzt werden. Die Wahl des Zeitpunktes von B hängt von der bearbeiteten Fragestellung ab, ob Aussagen über den Teichzustand beispielsweise 5, 10 oder 20 Jahre nach A erwünscht werden.

Bei der Aufstellung des Standortsszenarios werden vornehmlich die abiotischen Eigenschaften des Standortes berücksichtigt.
Bei Stillegung eines Karpfenteiches ist als Merkmal des B-Zustandes beispielsweise das Vorhandensein einer mächtigeren organischen Auflage auf dem Gewässergrund bis hin zur Sapropelbildung zu berücksichtigen. Das Ausmaß und der Rhythmus der Wasserstandschwankungen, der Grad der Gewässeranbindung an das hydrologische Netz, eventuelle externe Nährstoffquellen gehören zu den Faktoren, deren Änderungen beim Aufstellen des Standortsszenarios berücksichtigt werden müssen.
Ferner werden Daten zur aktuellen und zukünftigen Nutzung des Gewässers sowie seines Umlandes benötigt.

Eine genaue Vorhersage der Standorteigenschaften in B ist ohne umfangreiche Modellierung der gesamten Gewässerdynamik in der Praxis nicht möglich, weshalb hier bewußt der Begriff "Abschätzung" verwendet wird. Von dieser Unsicherheit sind auch unmittelbar pflanzenrelevante Vorgänge wie das Tempo und das Ausmaß der zu erwartenden Dystrophierung in Waldteichen oder des Anwachsens der Schlammschicht auf dem Gewässergrund betroffen. Eine exakte Quantifizierung mancher Parameter wäre ohnehin nutzlos, da beispielsweise nicht bekannt ist, ob die Samen einer Laichkrautart X bei einer 10 cm mächtigen Schlammauflage keimen und sich bei 15 cm jedoch nicht mehr entwickeln. Deshalb ließen sich aus quantitativen Angaben ebenfalls nur Trendaussagen formulieren.

Die Abschätzung der Standortparameter kann durch vorsichtiges Übertragen von beobachteten Entwicklungen an Standorten vergleichbarer Beschaffenheit verbessert werden.

11.3.2.2. Einwanderungsszenario

Im Rahmen des Einwanderungsszenarios muß geprüft werden, ob mit dem Auftreten von Arten zu rechnen ist, die zwar beim Zustand A nicht zum Arteninventar gehören, jedoch aufgrund ihrer Ausbreitungsstrategien und Vorkommen im Umland bei B vertreten könnten. In Abhängigkeit vom Isolationsgrad des untersuchten Gewässers kann die Anzahl der zu berücksichtigenden Arten unterschiedlich hoch sein. Da der Einwanderungserfolg zufallsbedingt ist, sollten gegebenenfalls nur häufige, konkurrenzkräftige Arten in die Analyse einbezogen werden.
Die Liste der bereits beim Zustand A vorkommenden Arten wird um die potentiellen Zuwanderer ergänzt.

Dem Einwanderungsszenario kommt eine zentrale Bedeutung zu, wenn die Anbindung des Gewässers an das hydrologische Netz grundlegend verändert wird, beispielsweise wenn ein Teich mit Umlaufgraben zu einem durchflossenen System mit Überlauf umgebaut wird, um eine bessere Erreichbarkeit für aquatische Tiere zu bewirken.

Selbst bei grundsätzlicher Eignung eines Standortes kann die Ansiedlung bestimmter Arten aufgrund der Isolation des Gewässers und wenig leistungsfähiger Ausbreitungsmechanismen langfristig unterbleiben. Das Einwanderungsszenario ermöglicht eine Abschätzung der Einwanderungswahrscheinlichkeit der Arten und somit eine fundierte Begründung für eventuelle Ansalbungsmaßnahmen. Die Arten, deren Einbringung in Erwägung gezogen wird, sollten ebenfalls bezüglich ihrer Fitneß und ihres Konkurrenzverhaltens gegenüber den anderen Arten am Standort geprüft werden.

11.3.2.3. Bestimmung der Fitneß-Kriterien

Aus dem voraussichtlichen Wandel der Standorteigenschaften, der im Zuge des Standortsszenarios abgesteckt wurde, läßt sich das Ausmaß der von den einzelnen Arten verlangten Anpassungsflexibilität ermitteln.
Die Arteigenschaften, die für die Fitneß-Abschätzung herangezogen werden, sind vor dem Hintergrund der Anforderungen auszuwählen, die von den Standortzuständen A und B an die Pflanzen gestellt werden.
So können andere Kriterien von Relevanz sein, wenn ein Abwachsteich stillgelegt oder nur extensiviert wird. Im ersten Fall ist die Fähigkeit, zeitweilige Trockenlegungen zu überdauern, nicht mehr relevant, während sie im zweiten Fall von Bedeutung bleibt. Ferner kann sich ein stillgelegter Teich je nach Umfeldbeschaffenheit zu einem dystrophen oder zu einem hypertrophen Gewässer entwickeln.
Ein allgemeingültiger Merkmalskatalog zur Fitneß-Prüfung läßt sich deshalb nicht aufstellen. Fitneß-Kriterien sind nur im Zusammenhang mit einem bestimmten Standortsszenario sinnvoll.

Die Arteigenschaften werden anschließend in der Spanne -1/0/+1 in bezug auf die Anforderungen der Standortzustände A und B bewertet.

11.3.2.4. Fitneß-Prüfung

Nachdem die Fitneß-Kriterien festgelegt wurden, wird für jede Art festgestellt, ob sie über die ausgewählten Attribute verfügt. Dieser Arbeitsschritt kann umfangreiche Literaturrecherchen erfordern, weshalb eine Speicherung der Ergebnisse als Datenbank sinnvoll ist. Wenn die Datenbank einen umfangreichen Merkmalkatolog über das ökologische und populationsbiologische Verhalten der untersuchten Arten umfaßt, kann sie für verschiedene Prüfungsabläufe verwendet werden, indem jeweils die für das zu prüfende Szenario relevanten Arten und Attribute berücksichtigt werden.

Zu Darstellungszwecken wurde in der vorliegenden Untersuchung eine Matrixform zur Wiedergabe der Attributausprägungen bei 40 untersuchten Makrophytenarten gewählt.
Zur Verdeutlichung ist in Abb. 39 ein Ausschnitt dieser Matrix abgebildet, die in vollständiger Form im Anhang (S. V bis XIII) beigefügt ist.
Die Matrix der Artattribute enthält lediglich Angaben über das Vorhandensein der Merkmale (mit X gekennzeichnet). Bei fehlenden Informationen über die Ausbildung eines Attributes werden keine Angaben gemacht.

In einem zweiten Schritt werden die bei der Bewertung der Fitneß-Kriterien festgelegten Punkte -1/0/+1 vergeben, indem die Matrix auf das Vorhandensein der entsprechenden Kriterien durchgegangen wird. Aus der Summe der Punkte ergibt sich die Fitneß-Zahl für den angenommenen Standortzustand (vgl. Abb. 40).
Die Ermittlung der Fitneß-Zahlen der untersuchten Arten wird für die vier in Kap. 11.5. vorgestellten Anwendungsbeispiele durch Bewertungstabellen nachvollziehbar dargestellt (vgl. Anhang, S. XIV bis XIX).
Die Anzahl der in einem Gewässer vorkommenden Makrophytenarten ist in der Regel begrenzt, so daß die Aufgabe überschaubar bleibt. Bei artenreicheren Formationen der terrestrischen Ökosysteme kann der größere Datenumfang durch EDV-Einsatz problemlos verwaltet werden.

Abb. 39: Ausschnitt aus der Matrix der Artattribute:

ARTEN / ATTRIBUTE		Alisma gram.	Calli. herm.	Calli. pal.	Cerat. dem.	Chara glob.	Chara vulg.	Elat. hp.
		1	2	3	4	5	6	7
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1	X *	X *	X *			X(USG) *	X *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2	X *		X *	X	X *		
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3		X *	X *			X *	*
keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4							
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5	X *						
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6			X		X		

Abb. 40: Ausschnitt aus der Bewertungstabelle für das Beispiel Abwachsnutzung (vgl. Kap. 10.5.1.)

Abw	1	2	3	4	5	6	7	8
1		+1	+1			+1	+1	+1
2								
3		+1	+1			+1		+1
4								
5	+1							+1
6				-1		-1		
7	+1							+1
.	.	.	.	.	.	.	.	.
FZ	+5	+2	+6	-2	+4	+4	+4	+4

Abw.: Abwachsnutzung
FZ: Fitneß-Zahl
1. Zeile: Nummer der Arten
1. Spalte: Nummer der Attribute

Aus dem Vergleich der Fitneß-Zahlen der Arten bei den Zuständen A und B des Standortes läßt sich die Wahrscheinlichkeit der Zu- oder Abnahme ihrer Populationen abschätzen. Mit Hilfe der Fitneß-Zahlen kann ein direkter Vergleich der Fitneß der verschiedenen Arten vorgenommen werden, so daß ihr Fortpflanzungserfolg und ihre Aussichten, sich im neuen Konkurrenzgefüge zu behaupten, abgeschätzt werden können.

11.3.3. Bedeutung für die Managementplanung

Die Ergebnisse der Fitneß-Prüfung können über die bloße Berechnung der Fitneß-Zahlen und die Ermittlung des neuen Konkurrenzgefüges hinaus verfeinert werden.
Die Datenbank- bzw. die Matrixform erlaubt den Zugang zu den Basisdaten, so daß überprüfbar bleibt, welche Attribute für den Fitneßzuwachs oder Fitneßverlust der jeweiligen Arten verantwortlich sind.

Auf dieser Grundlage lassen sich die beim Standortzustand A vorkommenden Arten in vier Gruppen einteilen:

- Arten, die auch als adulte Pflanzen beim Standortzustand B nicht überlebensfähig sind,

- Arten, die als adulte Pflanzen beim Standortzustand B verharren können, jedoch nicht mehr fortpflanzungsfähig sind,

- Arten, die beim Standortzustand B fortpflanzungsfähig aber konkurrenzschwach sind,

- Arten, die beim Standortzustand B fortpflanzungsfähig und potentiell dominant sind.

Jede dieser vier Artgruppen charakterisiert eine Etappe in einem mehrphasigen Wandel der Vegetation im Zuge der Änderung der Standortqualität.
Während der ersten Phase oder Phase des ersten Schwundes verschwindet eine relativ geringe Anzahl von überwiegend annuellen Arten, die bereits unmittelbar nach der Nutzungsände-

rung nicht mehr existenzfähig sind.
In der zweiten Phase oder Persistenzphase sind noch adulte Pflanzen aus der ursprünglichen Vegetation vertreten, die allmählich verschwinden, weil sie am Standort nicht fortpflanzungsfähig sind. Dieses kann darauf zurückzuführen sein, daß die ausgewachsenen Pflanzen selbst steril sind, daß produzierte Samen oder Turionen nicht keimen können oder daß die Jungpflanzen sich nicht etablieren können.
Ab der dritten Phase oder Selektionsphase kommen nur noch Arten vor, die fortpflanzungsfähig sind. In dieser Phase bildet sich das neue Konkurrenzgefüge heraus, das zum Verschwinden der konkurrenzschwächeren Arten führt.
In der vierten Phase oder Konkurrenzphase sind nur noch Arten vertreten, die sich am Standort fortpflanzen können und zugleich einen Platz im neuen Konkurrenzgefüge haben.

In konkreten Fällen gehen die vier Phasen allmählich ineinander über. Die Dauer der Persistenzphase wird durch die Lebenserwartung der ausgewachsenen Pflanzen bestimmt und ist dementsprechend von Art zu Art unterschiedlich. Ferner sind selbstverständlich schon konkurrenzbedingte Auslesevorgänge für eine Keimlingsmortalität am Übergang von der Persistenz- zur Selektionsphase verantwortlich.

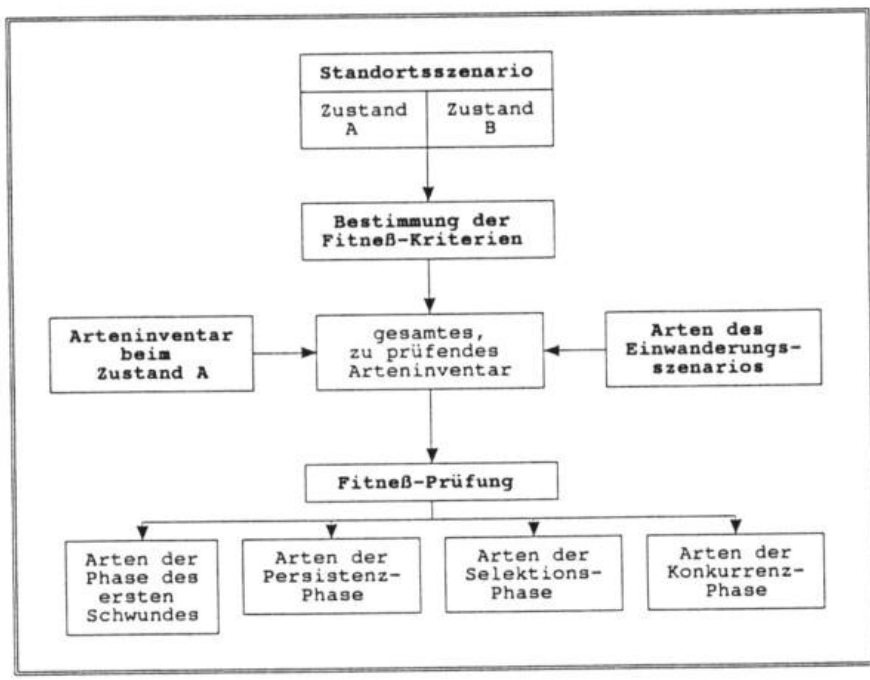
Managementziele und -pläne können im Zusammenhang mit der zu erwartenden Vegetationsentwicklung gewählt bzw. entwickelt werden.
Wenn der Erhalt der teichtypischen submersen Vegetation im Vordergrund steht, muß das Eintreten der Selektionsphase durch gezielte Maßnahmen verhindert werden. Wie in Kap. 9 gezeigt wurde, hat eine starke Verarmung der Vegetation auch für die Fauna der Teiche negative Folgen.
Wenn das Gewässer vornehmlich dem Vogelschutz gewidmet werden soll, ist eine ungehinderte Ausbreitung der Röhrichte wünschenswert, die erst in einer fortgeschrittenen Konkurrenzphase eintritt und deshalb mit dem Erhalt der submersen Pflanzenbestände nicht kompatibel ist. Die Problematik der Schutzzielkonflikte und die Möglichkeiten der Einflußnahme auf die Entwicklung der Vegetation durch Pflege werden in Kap. 12. behandelt.

Durch gezielte Beobachtung der diagnostischen Arten jeder Phase kann der Rhythmus von Pflegemaßnahmen der jeweiligen Standortdynamik angepaßt werden, um gegebenenfalls noch rechtzeitig vor einem fortgeschrittenen Artenschwund beispielsweise durch eine zwischengeschaltete Trockenlegungsphase einzugreifen. So können auch fehlerhafte Annahmen des Standortsszenarios durch Dauerbeobachtung korrigiert werden.
Von großer Bedeutung ist das rechtzeitige Erkennen des Übergangs zur Selektionsphase, die meist mit einem starken Artenverlust einhergeht und sich zwar bei genauerer Beobachtung durch Verschiebungen in den Populationsstrukturen ankündigt, jedoch oft übersehen wird.

Die Beschaffung von Informationen über die Lebensstrategien der vorkommenden Arten kann in der Praxis Schwierigkeiten bereiten.
Für Arten der terrestrischen Ökosysteme bietet die *Comparative Plant Ecology - A functional approach to common British species* von GRIME, HODGSON und HUNT 1988 eine bereits gute und im Ausbau begriffene Datengrundlage. Für aquatische Arten stehen - allerdings sehr verstreut in Einzelpublikationen - ebenfalls zahlreiche Informationen zur Verfügung, zu deren Zusammenstellung die vorliegende Untersuchung einen Beitrag ohne Anspruch auf Vollständigkeit leistet.

Die Anlage von allgemein zugänglichen Datenbanken zu den Attributen der Lebensstrategien kann die Durchführung der Fitneß-Analyse bedeutend beschleunigen.

Abb. 41: Schematischer Ablauf der Fitneß-Analyse



Abschließend kann festgehalten werden, daß die Fitneß-Analyse auf rein qualitativ erfaßbaren Kriterien beruht, deren Ermittlung keinen hohen Kostenaufwand verursacht. Die Aussagen beziehen sich auf die Erfolgsaussichten der Arten beim Standortwandel und sind selbst von qualitativer Art.
Eine Verknüpfung der Aussagen mit quantitativ faßbaren Größen wie mit bestimmten Grenzwerten der Gewässerbelastung wird nicht für primär notwendig gehalten, weil eine zuverlässige Prognose der zu erwartenden Belastung ohne eine umfangreiche Stoff- und Energiebilanzierung der Gewässer-Umland-Beziehungen nicht gewährleistet werden kann. Derartige Untersuchungen würden sowohl den finanziellen wie auch den zeitlichen Rahmen sprengen, der den konkreten Planungsabläufen in der Praxis vorgegeben wird.

Die Qualität der Fitneß-Analyse wird durch den Sachverstand bestimmt, mit dem das Standortsszenario aufgestellt wird und die Fitneß-Kriterien ausgewählt werden.

Die Fitneß-Analyse ist als Leitfaden zur Sukzessionsprognose zu verstehen, der zur gründlichen Auseinandersetzung mit dem Standort und seiner Vegetation auffordert und die Aufmerksamkeit auf bislang wenig beachtete Zusammenhänge lenkt. Fitneß-Analysen werden bereits von erfahrenen Praktikern der Landschaftsplanung mehr oder weniger intuitiv durchgeführt. Das Verfahren bietet den Vorteil, oft unbegründete Prognosen nachvollziehbar und

überprüfbar zu machen.
Das Verfahren zeigt bezüglich seiner Konzeption Gemeinsamkeiten mit den Umweltverträglicheitsstudien. Es kann zur Überprüfung der Kompatibilität der geplanten Maßnahmen - darunter auch das "Nicht-Eingreifen" - mit dem gewählten Schutzziel eingesetzt werden. Es kann ferner abgeschätzt werden, ob das Schutzziel am Standort überhaupt Aussicht auf Erfolg hat.
Die Vorgehensweise ist zur Analyse und Management-Planung weiterer anthropogen geprägten Vegetationstypen übertragbar, die bei Einstellung der Nutzung ihrer eigenen oder einer durch Pflegemaßnahmen gelenkten Dynamik überlassen werden (z.B. Grünlandbrachen).
Ein Ausbau als EDV-gestütztes Expertensystem ist möglich.

11.4. Lebensstrategien der Makrophyten

Im folgenden werden einige Merkmale der Lebensstrategien vorgestellt, die für die Fitneß der Wasserpflanzen in Fischteichen entscheidend sind und die Basisdaten der Fitneß-Analyse liefern. Der Schwerpunkt der Darstellung liegt auf den Attributen, die bei Änderungen der Nutzung eine Ab- oder Zunahme der Fitneß nach sich ziehen können. Neben Strategien, die auch im terrestrischen Bereich weit verbreitet sind, werden einige Eigenschaften vorgestellt, die für Wasserpflanzen charakteristisch sind.

Die Populationsbiologie der Pflanzen ist im deutschsprachigen Raum ein noch sehr junger Wissenschaftszweig, so daß oft voneinander abweichende Übertragungen der englischen Begriffe in der Literatur anzutreffen sind. Die in der vorliegenden Untersuchung verwendete, deutschsprachige populationsbiologische Terminologie richtet sich nach den Übersetzungsvorschlägen, die vom populationsbiologischen Arbeitskreis der Gesellschaft für Ökologie erarbeitet wurden (BORNKAMM et al. 1991).

Abb. 42 (S. 220) faßt die wichstigsten Vorgänge und relevanten Attribute des Lebenszyklus einer Wasserpflanze zusammen.

11.4.1. Attribute der Einwanderungsphase

Ausbreitungs- und Regenerationsstrategien lassen sich in manchen Fällen schlecht trennen, da die Eroberung neuer Wuchsorte als Fluchtstrategie im Rahmen der Regeneration fungieren kann.
Aufgrund ihrer schwachen Anbindung an das Gewässernetz stellen Karpfenteiche für Wasserpflanzen isolierte Standorte dar, so daß das Ausbreitungsvermögen der Arten einen großen Einfluß auf die Zusammensetzung der Vegetation ausübt. Der Einwanderungserfolg wird von den Eigenschaften der ausgebildeten Diasporen und der Verügbarkeit der Transportmedien bestimmt.

Zahlreiche Wasserpflanzen vermehren sich durch vegetative Fortpflanzung. Die Ausbreitung kann durch Fragmente einer klonal wachsenden Pflanze erfolgen, die sich spontan oder durch mechanische Beanspruchung von der Mutterpflanze abtrennen. Häufig werden spezialisierte Propagulen wie Turionen, Brutzwiebeln oder Brutknollen gebildet.

Abb. 42: Lebenszyklus einer Wasserpflanze

Samen sind in der Regel kleiner und weniger empfindlich als vegetative Propagulen und besitzen oft einen höheren Ausbreitungsradius. Vegetative Propagulen enthalten mehr Reserven, die dem Keimling ein schnelleres Anfangswachstum ermöglichen. Vegetative Fortpflanzungseinheiten eignen sich deshalb tendentiell weniger zur Eroberung neuer Lebensräume als zur langfristigen Aufrechterhaltung der Populationen an bereits besiedelten Standorten.

Auffällig viele Wasserpflanzenarten gehören zu den heterokarpischen Arten, die über mehrere Diasporentypen verfügen. Diese "Supervorsichtigen" (URBANSKA 1992:50) können eine doppelte Strategie verfolgen: Durch die Ausbildung leicht ausbreitungsfähiger Samen kann das Überleben der Art durch Neubesiedlung gesichert werden, was insbesondere in störungsintensiven Habitaten sinnvoll sein kann, während Turionen für den Fortbestand der Population am Wuchsort von Vorteil sind (MADSEN 1991:68). Dieses Verhalten läßt sich bei vielen Laichkrautarten feststellen, wobei die Keimfähigkeit der Samen in der Regel gering ist. Sie kann allerdings bei den Phänotypen der häufig gestörten Standorte höher sein als bei den Populationen der geschützten Habitate (VAN WIJK 1989). So konnte in den untersuchten Teichen festgestellt werden, daß *Potamogeton panormitanus* sich in regelmäßig gesömmerten Teichen ausschließlich durch Samen und in gewinterten Gewässern überwiegend durch Turione regeneriert.

Der Ausbreitungsradius wird von der Form, vom Gewicht und von der Überlebensdauer der Diasporen bestimmt, da sie in Abhängigkeit von diesen Merkmalen durch verschiedene Medien über unterschiedlich weite Entfernungen transportiert werden können.
Polychore Arten, zu denen die Seggen gehören, bilden zwar meistens nur einen Diasporentyp aus, der jedoch durch mehrere Mechanismen wie Hydro- und Zoochorie verbreitet werden kann.

Der Isolationsgrad der Karpfenteiche ist bezüglich der hydrochoren Ausbreitung höher als bei den meisten natürlichen Gewässern. Es wundert deshalb nicht, daß nur eine Minderheit der in den untersuchten Gewässern vorkommenden Wasserpflanzenarten hydrochor verbreitet wird. Mit Ausnahme von *Potamogeton natans* besitzen die angetroffenen Laichkräuter keine schwimmfähigen Samen (ROWECK & SCHÜTZ 1988:438). PARDEY 1992 konnte ebenfalls die Dominanz der zoochoren Arten in isolierten, neuangelegten Gewässern nachweisen (PARDEY 1992: 70ff).
Zoochorie erfolgt als Endo- oder Epizoochorie und zwar in erster Linie durch Wasservögel. Die Rolle der Fische dürfte zu vernachlässigen sein, da Wildfische in genutzte Teiche kaum gelangen können. Das Umsetzen der Karpfen aus der Winterung findet zudem in einem Zeitpunkt statt, in dem die Tiere aufgrund der geringen Temperaturen nur wenig Nahrung zu sich nehmen. Die Intensität des zoochoren Diasporenaustausches wird deshalb durch die Attraktivität des Gewässers für Vögel bestimmt.
Es ist zu erwarten, daß unterschiedliche Diasporen während der Bespannungsphase und der Trockenphase der Teiche ausgetauscht werden. Vegetative Diasporen haben bessere Überlebenschancen, wenn sie ins Wasser eingebracht werden als auf den austrocknenden Teichgrund. Ein direkter Eintrag in die Diasporenbank des Teichsedimentes kann durch limikole Vögel erfolgen, die Samen mit dem an ihren Füßen klebenden Schlamm einbringen.
Bei Stillegung eines Teiches kann sich der erfolgreiche Diasporeneintrag qualitativ verschieben. So dürfte der Einwanderungserfolg der austrocknungsempfindlichen Turionen und Erneuerungssprosse von *Elodea canadensis* oder *Ceratophyllum demersum* zunehmen.

Eine direkte Einflußnahme des Menschen kann dadurch erfolgen, daß Pflanzen zumeist zu ästhetischen Gestaltungszwecken eingebracht werden. Darüber hinaus können im Zuge der Bewirtschaftung Diasporen verbreitet werden. So wird der einzige Fundort von *Alisma gramineum* auf der Geest von einer Firma genutzt, die mehrere *Alisma*-reiche Teiche in der Jungmoränenlandschaft bewirtschaftet.

11.4.2. Attribute der Etablierungs- und Regenerationsphase

Die Etablierungsphase stellt für viele Arten die kritischste Etappe in ihrem Lebenszyklus dar. Sie tritt bei der Erstbesiedlung eines Gewässers durch neu eingebrachte Diasporen oder bei der Regeneration bereits vorhandener Populationen ein, die erneut ein Jungpflanzenstadium durchschreiten müssen.

Für Arten, die sich wie *Ceratophyllum demersum* nach Ansiedlung durch Segmentierung vermehren, spielt die Wiederkehr günstiger Etablierungsvoraussetzungen dagegen nur eine untergeordnete Rolle. Je kurzlebiger eine Art ist, desto häufiger müssen günstige Bedingungen zur Re-Etablierung erfüllt werden, damit ihre Population sich langfristig am Wuchsort halten kann. Bei Arten, die eine dauerhafte Diasporenbank aufbauen, genügen auch bei Annuellen längere Zeitabstände zwischen dem Eintritt günstiger Verhältnisse, ohne daß der Erhalt der Population als Potential im Teichgrund gefährdet sei. Die Fähigkeit einer Art zur Ausbildung einer vorübergehenden oder dauerhaften Diasporenbank ist deshalb von vorrangiger Bedeutung für die Managementplanung. Wenn den Annuellen Entwicklungschancen nur in Zeitabständen gegeben wird, die das "Verfallsdatum" der Diasporen übersteigen, ist der Verlust der Populationen vorprogrammiert. Genaue Untersuchungen zur Haltbarkeit von Diasporen wurden bislang jedoch insbesondere für Wasserpflanzen sehr selten durchgeführt (vgl. POSCHLOD 1991, SKOGLUND & HYTTEBORN 1990).

In Bezug auf die Spezifizität der Anforderungen zur Keimung und Etablierung unterscheiden sich im aquatischen Bereich vegetative und generative Strategien weniger als im terrestrischen Bereich. Die Entwicklungsvoraussetzungen für auf dem Gewässergrund liegende oder im Sediment vergrabene Turionen ohne Verbindung mit der Mutterpflanze können genauso eng wie zur Keimung von Samen sein. Als auslösende Faktoren können in beiden Fällen Licht- und Redoxverhältnisse im Boden eine Rolle spielen. Da Turionen meist kurzlebig sind, müssen günstige Entwicklungsbedingungen zur Aufrechterhaltung der Populationen sogar regelmäßiger als bei Samen erfüllt werden.

Die Etablierungsphase läßt sich in zwei Abschnitte gliedern: das Keimlingsstadium und das Jungpflanzenstadium. Die Anforderungen der Pflanze an den Standort können in diesen beiden Phasen voneinander abweichen. Generell ist die Jungpflanze empfindlicher als das ausgewachsene Individuum.

Bei Samen und Turionen, die eine Keimruhe oder Dormanz besitzen, stellt das Auftreten von Bedingungen, die zur Einleitung oder zum Bruch der Keimruhe geeignet sind, eine entscheidende Standorteigenschaft dar. Es werden verschiedene Arten der Keimruhe unterschieden:

- angeborene Keimruhe: Trotz günstiger Bedingungen findet keine Keimung statt,
- induzierte Keimruhe: Nach der Auslösung durch ungünstige Umweltbedingungen

muß sie erst aufgehoben werden, bevor die Keimung erfolgen kann,
- erzwungene Keimruhe: Nach Eintreten günstiger Bedingungen keimen die Samen ohne besondere Behandlung aus.

Eine angeborene Keimruhe wird bei Wasserpflanzen häufig durch widerstandsfähige Samenschalen und Perikarpe hervorgerufen. Harte und wasserabweisende Samenschalen treten relativ häufig auf, insbesondere wenn die Diasporen schwimmfähig sind. Eine Stratifikation bei mechanischer Beanspruchung durch Austrocknung und Frosteinwirkung oder durch chemischen Angriff im Darmtrakt von Tieren (Vögeln oder Fischen) kann zur Keimung der Samen erforderlich sein (ARBER 1920, MUENSCHER 1936). Genutzte Karpfenteiche dürften bei Winterung besonders günstige Bedingungen zur Aufhebung dieses Types der Keimruhe bieten.

Lichtmangel und ungünstige Boden-pH-Verhältnisse können sich keimhemmend auswirken. Sedimentakkumulation auf dem Gewässergrund kann deshalb eine Regeneration aus Samen verhindern. Lichtkeimer vertragen keine Sedimentation ihrer Samen unter Lichtabschluß. So konnte *Trapa natans* in einem stillgelegten Fischteich in Bayern erst nach Bodenumbruch wieder keimen, weil das vergrabene Samenpotential dadurch wieder in oberflächennahe Bodenschichten gelangte (STEINHAUSER 1988).
Bei sehr raschem Anwachsen der Schlammauflage werden Samen und Turionen in einer reduzierten Sedimentschicht eingeschlossen, die ihre Entwicklung verhindern kann. Die Samen der Seekanne *Nymphoides peltata* keimen unter anaeroben Bedingungen nicht (SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990). Es ist deshalb zu erwarten, daß bei Aufgabe der Bewirtschaftung, die insbesondere in nährstoffreichen Teichen mit einer raschen Akkumulation von organischer Substanz einhergeht, die Keimbedingungen sich für einige submerse Arten erheblich verschlechtern.

Die Ressourcenansprüche des Keimlings können beträchtlich von denjenigen der adulten Pflanze abweichen. Der Sauerstoffbedarf des Keimlings ist zunächst hoch, weil er nur eingeschränkt zur Photosynthese befähigt ist. Sobald er dazu in der Lage ist, benötigt er eine gute Lichtversorgung bis in die grundnahe Schicht des Gewässers und ist deshalb auf einen konkurrenzfreien, auch in der Wassersäule über der Keimstelle nur spärlich bewachsenen Raum angewiesen.
Solange der Keimling von den Reserven des Samens oder des Turions zehrt, spielt das Nährstoffangebot des Wuchsortes eine untergeordnete Rolle. Sobald diese Vorräte erschöpft sind, kommt der Nährstoffverfügbarkeit in der unmittelbaren Nachbarschaft des Keimlings eine große Bedeutung zu. Die geringere Lagerungsdichte der stark humosen Substrate und die stärkere Bindung der essentiellen Nährstoffionen im Boden dürfte die Nährstoffversorgung der Keimlinge und Jungpflanzen erheblich erschweren, während mineralische Substrate vorteilhafter sind (vgl. Kap. 5.2.3.2.).

Mechanische Beanspruchung durch gründelnde Karpfen und die dadurch hervorgerufene Trübung können zu einer hohen Keimlingsmortalität führen. Die Arten, die zeitig im Frühling kurz nach der Wiederbespannung keimen, können sich deshalb auch in Streck- und Abwachsteichen entwickeln, weil bei kühlen Wassertemperaturen die Aktivität der Karpfen noch gering ist. Die Arten, die erst bei höheren Temperaturen keimen, finden dagegen nur in Gewässern der Satzfischproduktion günstige Bedingungen. In genutzten Teichen kann die

Keimungsphänologie im Zusammenhang mit den Bewirtschaftungsrythmen deshalb das Fehlen mancher Arten erklären. Bei Aufgabe der Nutzung findet eine solche Dezimierung der Keimlinge nicht mehr statt.

Die Schutzstelle (engl. *safe site*), die die Entwicklung der Jungpflanze ermöglicht, hat viele Gemeinsamkeiten mit der Keimstelle. Die Jungpflanze ist jedoch in der Regel weniger sauerstoffbedürftig als der Keimling. Die Nährstoffverfügbarkeit in unmittelbarer Nähe der Pflanzen verliert bei Arten an Bedeutung, die durch Ausweitung ihres Wurzelsystems in der Lage sind, ein größeres Bodenvolumen zu erschließen. Mit der Oberflächenzunahme des submersen Sprosses erfolgt die Nährstoffversorgung zunehmend durch die oberirdischen Organe, so daß der Nährstoffgehalt des Wassers eine steigende Rolle spielt.
Diesbezüglich lassen sich verschiedene Muster der Ressourcenallokation zwischen Wurzel und Sproß feststellen. Bei Arten, die in einer ersten Phase des Etablierungswachstums mehr Energie für den Aufbau des Sprosses investieren, spielt die Nährstoffverfügbarkeit in unmittelbarer Nähe der Pflanze länger eine wichtige Rolle.

Entscheidend für die Teichbesiedlung durch submerse Pflanzen sind die Geschwindigkeit des Etablierungswachstums und damit die notwendige Bestehensdauer der Schutzstelle. Wenige Wochen nach Bespannung im Frühling begrünt sich der Teichgrund mit mehr oder weniger dichten Keimlingsteppichen, aus denen nur eine vergleichsweise geringe Zahl von adulten Individuen hervorgeht. Die Auslese wirkt sich sowohl intra- als auch interspezifisch aus.

Während der Dauerbeobachtungen fiel beispielsweise das langsame Etablierungswachstum von *Sparganium emersum* auf. Der Igelkolben gehört zwar zu den frühesten Keimern, wird aber regelmäßig von späteren, rascherwüchsigen Arten wie *Potamogeton lucens* "eingeholt" und weitgehend verdrängt. Bleibt die Schutzstelle in Abwesenheit von Konkurrenten über einen längeren Zeitraum bestehen, dann können dichte *Sparganium emersum*-Bestände entstehen.
Die Anforderungen an der Bestehensdauer der Schutzstelle hängen vom Wuchsverhalten der Art in der Etablierungsphase ab. Bei einigen Arten wird sie bei gutem Ressourcenangebot verkürzt, bei anderen Arten wie *Sparganium emersum* scheint die Versorgung die Wachstumsgeschwindigkeit der Jungpflanze kaum zu beeinflussen, während die ausgewachsene Pflanze durch erhöhtes Nährstoffangebot deutlich gefördert wird (vgl. unten C-, S-, R-Strategien). Dieses deutet darauf hin, daß der Igelkolben als Jungpflanze andere Strategien der Ressourcenausbeute als adulte Pflanze verfolgt.
Die Ansprüche an die Bestehensdauer der Schutzstelle für die Jungpflanze scheinen artspezifischzu sein und stellen eine wichtige, jedoch wenig erforschte Arteigenschaft dar.

Strategien der Etablierungs- und Regenerationsphase

In Abhängigkeit von der Intensität und der Häufigkeit der Störungsereignisse bieten unterschiedliche Strategien Vorteile. Der Etablierungserfolg wird über die Merkmale des Streß- und Störungsregimes hinaus durch die beschriebenen Eigenschaften der Keim- und Schutzstellen bestimmt.
Für terrestrische Pflanzen unterscheiden GRIME, HODGSON & HUNT 1988 (S. 25) fünf Grundtypen:

Vegetative Expansion: Die vegetativen Fortpflanzungseinheiten trennen sich von der Mutterpflanze erst in einem fortgeschrittenen Entwicklungszustand und übergehen somit die Etablierungsphase. Hierzu gehört die klonale Vermehrung, die bei submersen Makrophyten überwiegend auf schwach gestörte und unterschiedlich stark streßbeeinflußte Habitate beschränkt ist.

Saisonale Regeneration: Die Regeneration erfolgt durch Samen oder selbständige Propagule wie Brutzwiebel, Brutknollen oder Turionen, die eine vorübergehende Diasporenbank aufbauen. Diese Strategie bietet Vorteile bei jahreszeitlich wiederkehrender Störung, solange diese keine schwerwiegende Verzögerung oder Verkürzung der Vegetationsperiode nach sich zieht. Ein solches Störungsregime entspricht den Verhältnissen, die bei normalem Betrieb für Streck- und Abwachsteiche charakteristisch sind.

Ausbildung einer dauerhaften Samenbank: Der Samenvorrat verharrt in Dormanz bis zur Wiederkehr günstiger Bedingungen. Der vollständige Verlust einer Generation bei azyklischer und starker Störung bedroht den Fortbestand der Population nicht, da diese sich aus dem Samenvorrat regenerieren kann. Nach katastrophalen Ereignissen, die wuchskräftiger Konkurrenten beseitigen, sind meist günstige Keimbedingungen erfüllt.

Ausbildung von großen Samenmengen mit sehr effektiven Ausbreitungsmechanismen: Diese Strategie bietet Vorteile in Habitaten, die von derart starken, azyklischen Störungsereignissen heimgesucht werden, daß ein Erhalt der Population langfristig nur durch Flucht und Eroberung neuer Wuchsorte gesichert werden kann. Diese Strategie ist ferner für extrem isolierte Lebensräume charakteristisch, die für Arten mit weniger leistungsfähigen Ausbreitungsmechanismen unerreichbar bleiben. In Fischteichen läßt sich dieses Verhalten schwerpunktmäßig in neu angelegten oder restaurierten Gewässern feststellen.

Der letzte von GRIME, HODGSON & HUNT 1988 beschriebene Typ, die Ausbildung eines Jungpflanzenvorrates, die bis zum Eintritt von günstigen Bedingungen langfristig im juvenilen Stadium verharren können (z.B. bei Eichen), kommt in den untersuchten Gewässern nicht vor.

11.4.3. Attribute der etablierten Phase

C-, S- und R-Strategien

Die von GRIME 1979 für terrestrische Pflanzen entwickelte Typologie der Lebensstrategien läßt sich bei geringfügigen Änderungen auf aquatische Makrophyten übertragen. Im Zusammenhang mit der Ausprägung der komplexen Standortfaktoren Streß und Störung erweisen sich charakteristische Attributenkombinationen als vorteilhaft. Die von GRIME 1979 herangezogenen Kriterien beziehen sich in erster Linie auf das Verhalten der adulten Pflanzen.

In produktiven und wenig gestörten Lebensräumen besteht ein Konkurrenzvorteil für Arten, die potentiell groß- und raschwüchsig sind und deshalb weniger von eventuellen Streßsituationen betroffen werden, da diese sich in solchen Habitaten in erster Linie aus der Beschattung und der Festlegung der Nährstoffe durch andere Pflanzen ergeben. Das Verhältnis von

unterirdischer und oberirdischer Biomasse ist deutlich zugunsten des Sprosses verschoben. Aufwendige Überdauerungsvorrichtungen werden in der Regel nicht ausgebildet. Langlebigkeit ist insofern günstig, als daß die Entwicklung der Jungpflanzen durch das kräftige Wachstum der adulten Pflanzen unterdrückt werden kann. Die Arten, die sich unter solchen Bedingungen durchsetzen, weisen ein hohes Konkurrenzpotential auf und werden deshalb als **C**-Strategen bezeichnet (engl. *competitors*) (GRIME 1979:8). Zu dieser Gruppe zählen beispielsweise die Hauptbäume dichter Waldbestände. In Gewässern gehören Schilf und Rohrkolben, die Wasserpest sowie See- und Teichrosen zu den C-Strategen.

Unter starken Streßbedingungen (z.B. bei Licht-, Wärme- oder Nährstoffmangel) ist es für Pflanzen nicht möglich, als "*competitors*" durch starkes Wachstum den interspezifischen Streß zu vermeiden. Arten, die auch sich bei geringerem Ressourcenangebot entwickeln können, sind deshalb unter solchen Bedingungen langfristig durchsetzungsfähiger. Die **streßtoleranten Arten** oder **S**-Strategen (engl. *stress-tolerators*) sind langsamwüchsig und erzwungenermaßen langlebig, da die Ausbildung von Reproduktionsorganen bei langsamem Wachstum mehrere Vegetationsperioden erfordern kann (GRIME 1979:22). Tendentiell überwiegen vegetative Fortpflanzungsmodi, bei denen die Tochterpflanzen über Ausläufer in Verbindung mit den Mutterpflanzen bleiben, so daß die Gefährdung der Jungpflanzen in der Etablierungsphase gemildert wird. Im Vergleich zum Sproß werden aufwendige Wurzelsysteme entwickelt, die sowohl eine Überdauerungsfunktion übernehmen als auch die Nährstoffaufnahme auf unfruchtbaren Substraten optimieren. Die meisten alpinen und arktischen Arten, sowie die langsamwüchsigen Isoetiden der oligotrophen Gewässer sind S-Strategen. In aquatischen Ökosystemen spielt ferner die Schattentoleranz eine zentrale Rolle.

An häufig und stark gestörten Standorten gelangen Arten zur Dominanz, die in der Zeitspanne zwischen einzelnen Störungsereignissen zu einer sehr raschen Entwicklung und Bildung von Fortpflanzungseinheiten in der Lage sind. Aufgrund der Kürze ihres Entwicklungszyklus weichen solche Arten dem Störungsereignis aus. Diese Strategie ist deshalb nur auf potentiell produktive Standorte beschränkt. Die sog. **Ruderalen** oder **R**-Strategen (engl. *ruderals*) sind Annuelle, die bei weniger intensiver Störung sich meistens gegenüber den konkurrenzkräftigen Mehrjährigen nicht behaupten können, weil sie auf die Wiederkehr günstiger Keim- und Etablierungsbedingungen angewiesen sind (GRIME 1979:43). Der reproduktive Aufwand ist bei den R-Strategen am höchsten. Die Mutterpflanzen sterben in der Regel nach der Samenausstreuung ab. Der Haarblättrige Hahnenfuß, der Wasserpfeffer-Tännel und die meisten Wasserstern-Arten verhalten sich in den untersuchten Teichen als R-Strategen. Sie haben ihren Schwerpunkt in den Brutstreck- und Vorstreckteichen, die für Wasserpflanzen nur kurzfristig im Frühsommer günstige Entwicklungsbedingungen bieten.

Die Teichflora setzt sich überwiegend aus Übergangsformen zwischen diesen drei Hauptstrategien zusammen, was als Ausdruck der hohen ökologischen Plastizität der vorkommenden Arten zu werten ist. *Ceratophyllum demersum* ist bei sehr schwacher Lichtversorgung zu einer starken Phytomasseproduktion befähigt und kann deshalb als C-S-Stratege eingestuft werden. *Eleocharis acicularis* kann je nach Bewirtschaftungsrythmus als einjährige Pflanze eine R-Strategie oder als Mehrjährige eine S-Strategie verfolgen. *Ranunculus trichophyllus* ist streßtolerant, konkurrenzkräftig und kann sich bei verkürzter Vegetationsperiode als einjährige Art und somit als typischer C-S-R-Stratege verhalten.
Die Konkurrenzvorteile, die sich unter Bewirtschaftung aus der R-Strategie ergeben, gehen

bei Stillegung zugunsten der C- und S-Strategien zurück, wobei die C-S-Kombination sich als besonders durchsetzungsfähig erweist.

Die Attribute, die zur Einstufung von Wasserpflanzen in die drei vorgestellten Kategorien herangezogen werden können, sind in der Regel besser erforscht als die Ökologie der Keimlinge und der Jungpflanzen. Folgende Merkmale wurden von MURPHY, RØRSLETT & SPRINGUEL 1990 herangezogen:

- Biomasseproduktion,
- Wuchsform (Baldachineffekt, Wuchshöhe),
- Wurzel/Sproßverhältnis,
- Lebensdauer der Individuen,
- Toleranz gegenüber Mangelfaktoren,
- besondere Mechanismen der CO_2-Aufnahme,
- annuelle Samenproduktion.

Abb. 43: Übersicht über häufige Strategienkombinationen der Etablierungsphase und der etablierten Phase bei Teichpflanzen

Störungsregime	Nutzungverhältnisse	Etablierungsstrategie Regenerationsstrategie	etablierte Strategie	Beispiele
schwache Störung	.stillgelegte Teiche .kurzfristig abgelassene Winterteiche	vegetative Expansion	C-Typ in produktiven, S-Typ in unproduktiven Habitaten	Elodea,Ceratophyllum, Nymphea, Juncus bulbosus
jahreszeitlich wiederkehrende Störung außerhalb der Vegetationsperiode	.Streckteiche .Abwachsteiche	.winterharte, austrocknungsfähige Turionen, Knollen, Rhizome .Samen	C- und R-Typ	Potamogeton-Arten, Ranunculus-Arten, Zannichellia, Elatine
jahreszeitlich wiederkehrende Störung bei verkürzter Vegetationsperiode	.Laichteiche .Brutvorstreckteiche	.Samenbank, auch vorübergehend	ausschließlich R-Typ in produktiven Habitaten	Callitriche, Elatine, Ranunculus-Arten
starke azyklische Störung mit langen störungsarmen Zwischenphasen	episodisch abgelassene Teiche (insb. bei langer Sömmerung)	.dauerhafte Samenbank ."Ausbreitungskünstler" (insb. anemochore Arten)	zunächst R-Typ, langfristig C- und S-Typ	Characeen Limosella Typha-Arten Ceratophyllum

Das Verhalten im Jungpflanzenstadium läßt sich ebenfalls mit Hilfe des C-S-R-Modelles beschreiben.

SHIPLEY et al. 1989 konnten durch Untersuchungen der Dynamik von Helophytenbeständen in kanadischen Flußmarschen nachweisen, daß keine systematischen Beziehungen zwischen den Strategien der Etablierungsphase und der etablierten Phase bestehen. So verhält sich der Schmalblättrige Rohrkolben *Typha angustifolia* als ausgewachsene Pflanze als typischer C-

Stratege (sehr hohe Biomasseproduktion, rasches Wachstum, fakultative sexuelle Vermehrung). Dagegen sind die Samen extrem zahlreich und klein, benötigen zur Keimung schwankende Temperaturen, sind sehr lichtbedürftig und entwickeln sich bei günstigen Bedingungen sehr rasch, wie für R-Strategen charakteristisch ist (SHIPLEY et al. 1989:1100).
GRIME, HODGSON & HUNT 1988 (S. 38) gelangen ebenfalls zu dem Schluß, daß die Strategien der Regenerationsphase und der etablierten Phase in freier Kombination auftreten können. Demzufolge darf eine Art nicht für alle Phasen ihres Lebenszyklus einem Strategie-Typ zugeordnet werden (vgl. oben: *Sparganium emersum* als S-Stratege als Jungpflanze und C-Stratege als adulte Pflanze).

Auf der Grundlage der Geländebeobachtungen erscheinen einige Kombinationsmuster der Strategien unter bestimmten Nutzungsverhältnissen als besonders erfolgreich. Eine Übersicht über häufig wiederkehrende Kombinationen von Strategien der Etablierungsphase und der etablierten Phase in verschiedenen Teichtypen vermittelt Abb. 43.

11.4.4. Weitere relevante Attribute der Teichpflanzen

Substratansprüche

Da die untersuchten Standorte mit wenigen Ausnahmen potentiell sehr produktiv sind, kann sich Streß im Laufe der Sukzession in erster Linie aus zweierlei Gründen ergeben: Das Wachstum kann zum einen durch Lichtmangel behindert werden. Zum andern verschlechtern sich die Bodeneigenschaften im Zuge der Akkumulation von organischer Substanz auf dem Gewässergrund (vgl. Kap. 5.2.3.2.).
Die Geländebeobachtungen zum Sukzessionsverlauf haben gezeigt, daß die sehr schwach wurzelnden Elodeiden (z.B. *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus trichophyllus*, *Elodea canadensis*) und die freischwimmenden Ceratophylliden (*Ranunculus trichophyllus* (fakultativ), *Ceratophyllum demersum*) nach Stillegung besonders erfolgreich sind. Diese Lebensformen sind mit einen doppelten Vorteil verbunden: Die Pflanzen decken ihren Nährstoffbedarf überwiegend aus dem Wasser und sind deshalb von Veränderungen des Substrats wenig betroffen. Sie können ferner beim Fehlen einer festen Verankerung ohne Streckenwachstum besser lichtversorgte Wasserschichten erreichen. Die Lemniden-Lebensform kann als Weiterentwicklung dieser Strategie interpretiert werden.
Im Zuge des Wandels der Standortqualität nach Stillegung kann deshalb eine geringe Anbindung an das Substrat als vorteilhaftes Attribut gewertet werden. In Ermangelung genauer Kenntnisse über die Physiologie der Nährstoffaufnahme bei den meisten submersen Pflanzen wird im folgenden das Wurzel-Sproß-Verhältnis der Phytomasseausbildung als Indikator für den Grad der Substratabhängigkeit der Arten herangezogen.

Einen anderen, in stillgelegten Teichen auch sehr erfolgreichen Weg bestreiten die Nymphaeiden. Im Gegensatz zu den Ceratophylliden und den schwach wurzelnden Elodeiden bilden sie in großem Umfang unterirdische Phytomasse aus. Die Rhizome von *Nuphar*-Arten sind vermutlich zur anaeroben Atmung unter Alkohol-Bildung befähigt (ROWECK 1988:136). Der dafür benötigte Sauerstoff wird durch die jungen Schwimmblätter aufgenommen, während die alten Schwimmblätter Kohlendioxid und Methan abgeben (DACEY 1980). Die Schwimmblatt-Lebensform ist somit die Voraussetzung zur Ausbildung eines

Wurzelsystems in mächtigen Sapropelen. Die im Rhizom gespeicherten Reserven ermöglichen wiederum das Streckenwachstum der Pflanzen im Frühling selbst bei sehr starker Wassertrübung bis zur Wasseroberfläche.
Langfristig verdrängen die Nymphaeiden die Ceratophylliden, weil sie durch ihre Schwimmblätter den Wasserkörper stark beschatten. In isolierten Teichen, die für Nymphaeiden langfristig unerreichbar bleiben, können die Ceratophylliden das Schlußglied der aquatischen Sukzession bilden (vgl. Kap. 10.1.2.).

Empfindlichkeit gegenüber Wasserstandsschwankungen

Die Fähigkeit, Wasserstandsschwankungen zu überdauern, ist für Wasserpflanzen in bewirtschafteten Teichen von zentraler Bedeutung. Im Hinblick auf die Toleranz gegenüber einer Trockenphase muß zwischen Winterung und Sömmerung unterschieden werden.

Das Vorkommen mancher Arten in gesömmerten Teichen ist mit ihrer Fähigkeit verbunden, in der limosen Phase zu blühen und zu fruchten (z.B. *Eleocharis acicularis*) oder langfristig überlebensfähige Landformen auszubilden (z.B. *Ranunculus*-Arten).
Für Populationen, die sich ausschließlich aus vegetativen Fortpflanzungseinheiten regenerieren, können sowohl Sömmerung wie Winterung eine Gefährdung bedeuten.
Obligat submers wintergrüne Arten wie *Potamogeton crispus* werden durch eine winterliche Trockenlegung stark geschädigt, während andere Wintergrüne wie *Lemna trisulca* oder *Fontinalis antipyretica* Frost und Trockenheit schadlos überstehen können.
Winterbespannung verschafft den fakultativ wintergrünen Arten wie *Potamogeton lucens* einen relativen Vorteil, weil sie sich im folgenden Frühling schneller entwickeln können (vgl. Kap.7.2.3.4.). Sie werden durch eine Trockenlegung jedoch nicht vernichtet.
Ferner sind die Lage und die Frosthärte der ausgebildeten Fortpflanzungseinheiten entscheidend. Arten, deren Turionen sich im Herbst von der Mutterpflanze lösen und auf dem Teichgrund ungeschützt überwintern, sind stärker gefährdet als solche, die sich aus an unterirdischen Sprossen oder Rhizomen sitzenden Turionen und Bulben regenerieren.

Die Substratansprüche und die Empfindlichlichkeit gegenüber Wasserstandsschwankungen sind Eigenschaften, die auf die Fitneß der Arten je nach Bewirtschaftungsmodus einen unterschiedlich starken Einfluß ausüben. Bei Wandel der Standortbedingungen kommt ihnen deshalb für die Fitneßprognose eine zentrale Bedeutung zu.

11.4.5. Herkunft der populationsbiologischen Informationen

Die Daten über das populationsbiologische Verhalten der Arten, die in der Matrix der Artattribute (vgl. Anhang S. VI bis XIII) wiedergegeben werden, stammen aus eigenen Geländebeobachtungen (insbesondere von den Dauerbeobachtungsflächen) sowie aus der Auswertung von Literaturquellen.
Bei der Auswertung des fremden Datenmaterials mußte auf folgende einschränkende Anforderungen geachtet werden:
Es wurden in erster Linie Angaben über *in situ*-Beobachtungen und -versuche berücksichtigt. Ergebnisse aus Laboruntersuchungen wurden nur aufgenommen, soweit sie sich durch Frei-

landbefunde bestätigen ließen.
Im Falle von kosmopolitisch verbreiteten Arten wurden nur Informationen aus dem kühlgemäßigten West- und Mitteleuropa berücksichtigt. Verhaltensangaben aus Fließgewässern wurden ausgeschlossen (vgl. WIEGLEB 1991:143), da beispielsweise die Morphologie des Wurzelsystems im Fließwasser vor allem von der Strömungsgeschwindigkeit abhängt.

Es läßt sich jedoch nicht ausschließen, daß die besonderen Standortbedingungen in Fischteichen Phänotypen hervorgebracht haben, die im Vergleich zu den Artvertretern der nicht bewirtschafteten Stillgewässer ein ökologisch abweichendes Verhalten aufweisen könnten. Die Diskrepanzen, die zwischen den eigenen Geländebeobachtungen und einigen Literaturangaben auftreten, könnten darauf zurückzuführen sein.
Die phänotypische Variation stellt jedoch vermutlich nur ein Teil der Erklärung für abweichende Beobachtungen dar. Wahrscheinlicher ist, daß die Widerstandsfähigkeit vieler submersen Arten gegenüber Störungen unterschätzt wird. Da Makrophyten normalerweise bei einer Mindesttemperatur von 4°C im Wasser überwintern, wird angenommen, daß sie auf solche Verhältnisse angewiesen seien. Dauerbeobachtungen in bewirtschafteten Fischteichen, in denen extremere Bedingungen auftreten, bieten die Möglichkeit, das ökologische Verhalten der Pflanzen unter strengeren Verhältnissen zu studieren, was zu partiell abweichenden Ergebnissen führte.

Manche Arten werden oft undifferenziert als "empfindlich" eingestuft, wobei sich die Empfindlichkeit in den meisten Fällen auf Streß durch Gewässerbelastung und nicht auf den Störungsfaktor bezieht. Wie WIEGLEB & BRUX 1991 am Beispiel von *Potamogeton alpinus* und einigen weiteren breitblättrigen Laichkräutern zeigen konnten, erweisen sich einige streßempfindliche Arten gegenüber verschiedenen Störungssituationen als wahre Überlebenskünstler. Die Ungenauigkeit vieler Angaben und insbesondere der Standortbeschreibung erschwerte die Auswertung des Datenmaterials erheblich.

Die Mehrzahl der verfügbaren Informationen über die Beziehungen zwischen Pflanzen und ihren Standorten basiert auf Untersuchungen, die an adulten Pflanzen durchgeführt wurden. Bei raschem Standortwandel können die Toleranzgrenzen des Keimlings- oder Jungpflanzenstadiums jedoch eher als bei etablierten Individuen überschritten werden. So können etablierte Schwimmblattpflanzen aus extrem lichtarmen grundnahen Wasserschichten mit Hilfe der im Rhizom gespeicherten Reservestoffe im Frühling die Oberfläche erreichen, wo der Trübungsgrad des Wassers anschließend keinen nennenswerten Einfluß auf ihre Entwicklung ausübt. Die Jungpflanze, die über wenig Reserven verfügt, ist dagegen darauf angewiesen ist, schon am Gewässergrund zu assimilieren. Wenn Informationen zur Keimungsökologie noch relativ zahlreich sind, ist das Wissen über die Ökologie der Jungpflanzen meist sehr lückenhaft.

Trotz dieser Einschränkungen liegen eine Fülle von Einzeluntersuchungen und -beobachtungen über die Ökologie der Wasserpflanzen vor, die oft zwar nur in Nebensätzen erwähnt werden, sich jedoch, wenn sie zusammengetragen werden, zu einem Gesamtbild zusammenfügen lassen.

11.5. Anwendungsbeispiele

Die Fitneß von 40 in den untersuchten Gewässern vorkommenden Makrophyten soll im folgenden unter verschiedenen Rahmenbedingungen geprüft werden. Da ein gemeinsames Vorkommen sämtlicher Arten in einem Gewässer unwahrscheinlich ist, bleibt der Aufwand bei einer konkreten Planungssituation bedeutend geringer.
Bei den beiden ersten untersuchten Fällen (Kap. 11.5.1.: Abwachsnutzung und 11.5.2.: Teichstillegung) handelt es um Situationen, die aus eigenen Kartierungen bekannt sind und im vorausgegangenen Text beschrieben wurden, so daß die Ergebnisse der Fitneß-Analyse durch Vergleich mit den Geländebefunden überprüft werden können.
Die beiden letzten Fällen (Kap. 11.5.3.: Förderung von Zwergbinsen-Gesellschaften und 11.5.4.: Aushagerungsversuch) stellen dagegen konstruierte Managementkonzepte dar, die nicht mit konkreten Erfahrungen konfrontiert werden konnten.

In den vier Anwendungsbeispielen wird auf die Durchführung des Einwanderungsszenarios verzichtet, da dieses nur im konkreten Fall bei Kartierung des Gewässerumlandes sinnvoll ist. Die potentiellen Einwanderer sind mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits unter den 40 untersuchten Arten vertreten.
Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird für die Fitneß-Analyse in den vier vorgestellten Fällen einen gemeinsamen Kriterienkatalog verwendet. Die für den jeweiligen Fall nicht relevanten Attribute werden mit 0 bewertet. Vorteilhafte Eigenschaften werden mit +1, nachteilige mit -1 bewertet. Die Gründe für eine negative oder positive Bewertung der Attribute werden in tabellarischen Übersichten zur Bewertung der Fitneß-Kriterien erläutert.
Die Berechnung der jeweiligen Fitneß-Zahlen wird durch die Matrices 2 bis 6 im Anhang (S. XIV bis XIX) wiedergegeben.

Für die Mehrheit der untersuchten Arten konnte die Matrix der Artattribute (vgl. Matrix 1 im Anhang S. V bis XIII) nicht lückenlos ausgefüllt werden. In bezug auf die Ermittlung der Fitneß-Zahlen drücken sich die nicht belegten Stellen der Matrix durch die Nicht-Vergabe der Bewertungspunkte aus, so daß die Fitneß-Zahlen von wenig bekannten Arten grundsätzlich nur geringe absolute Werte erreichen. Daraus läßt sich weder ein eindeutig positiver noch negativer Trend ablesen, was angesichts der geringen Kenntnisse über bestimmte Arten auch angebracht ist. Umgekehrt können hohe absolute Fitneß-Werte nur durch eine größere Anzahl von Einzelinformationen erreicht werden, so daß die Trendaussage insbesondere in den extremen Bereichen als gesichert gelten darf.

Einige sehr seltene Arten wie *Ceratophyllum submersum* oder die Gattung *Tolypella* konnten wegen der geringen Kenntnisse über ihr ökologisches Verhaltens nicht berücksichtigt werden.

11.5.1. Fitneß-Analyse bei Abwachsnutzung

Standortsszenario

Da genutzte Teiche durch die Zyklizität der Bewirtschaftungsmaßnahmen geprägt sind, besteht das Standortsszenario aus einem wiederkehrenden Zustand A ohne Weiterentwicklung zu einem Zustand B.

Der Standort läßt sich durch folgende Merkmale beschreiben:

- Abwachsnutzung mit Ablaß Ende Oktober und Wiederbespannung im April
- Kalkung sowie Fütterung mit Getreide
- Mittlere Besatzdichte
- Zulaufwasser mäßig belastet (Güteklasse II nach Gewässergütekarte Schleswig-Holsteins, LAWAKÜ 1982)
- Umlaufgraben vorhanden, jedoch nicht als Ringgraben ausgebaut, so daß Nährstoffeinträge aus umliegenden Flächen möglich sind
- Teichsediment: sandiger Lehm mit einer ca. 10 cm mächtigen Schlammauflage
- Steilufer mit einem schmalen (1 bis 2 m) Röhrichtgürtel (z.B. von *Sparganium erectum* oder *Typha angustifolia* dominiert)
- durchschnittliche Tiefe: 1,5 m; an der tiefsten Stelle beim Ablaß: 2 m
- Umlandnutzung: ca. ein Drittel der angrenzenden Flächen als Acker und ca. zwei Drittel als Grünland genutzt

In der Jungmoränenlandschaft beherbergen solche Teiche in der Regel eine submerse Vegetation des *Potamogeton lucens*-Typs (vgl. Kap. 8.2.4.1.), in der Altmoränenlandschaft des *Ranunculus trichophyllus*-Typs (vgl. Kap. 8.2.4.2.).

Die Vegetationsdynamik wird durch die Zyklizität der Bewirtschaftungsmaßnahmen geprägt. Aufgrund der regelmäßigen winterlichen Trockenlegung bleibt die Verlandungstendenz schwach. Während der Flutungsphase ist eine im Durchschnitt gute Sauerstoffversorgung bis zum Gewässergrund gewährleistet. Die Beleuchtungsverhältnisse erlauben im Frühling die Entwicklung von lichtbedürftigen Jungpflanzen, verschlechtern sich jedoch zunehmend im Laufe des Sommers. Die Fähigkeit, eine lange winterliche Trockenphase zu überdauern, ist für das Pflanzenvorkommen entscheidend.
Weitere Informationen zur Abwachsnutzung können aus Kap. 4.2.3.6. entnommen werden.

Auswahl und Bewertung der Fitneß-Kriterien:

Die Auswahl der Merkmale erfolgt auf der Grundlage der in Kap. 11.4. vorgestellten Besonderheiten der Lebensstrategien von Teichpflanzen. Die gewählten Attribute kennzeichnen die Regenerationsstrategien der Makrophyten, ihre Abhängigkeit von bestimmten Substrateigenschaften, ihr Überwinterungsverhalten, ihre Toleranz gegenüber einer sommerlichen Trockenphase, einige Wuchs- und Lebensformmerkmale sowie die Lichtansprüche der etablierten Pflanzen. Einzelne Attribute stellen Merkmalskombinationen dar (z.B. "keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung").

Die Fitneß-Kriterien wurden so gewählt, daß keine Redundanz auftritt, selbst wenn mehrere Merkmale verschiedene Wege zum gleichen Ziel - z.B. zur Erlangung einer vorteilhaften Position im Konkurrenzkampf um Licht - beschreiben, da beim Wandel der Standortqualität die Fitneß einer Pflanze sich aus der Vielseitigkeit ihres Verhaltensvermögens ergibt. Darüber hinaus müssen die Ansprüche der verschiedenen Phasen des Lebenszyklus berücksichtigt werden.

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI ABWACHSNUTZUNG			
	ATTRIBUTE		ANMERKUNGEN
1	überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	+1	günstige Bedingungen in jedem Frühling vorhanden
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	0	neutral, da bei winterlicher Trockenlegung der Hauptanteil der oberirdischen Biomasse zerstört wird
3	Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	+1	günstige Bedingungen in jedem Frühling vorhanden
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	+1 -1	positiv, wenn Keimungstermin vor oder nach Bespannungsphase negativ, wenn Keimungstermin während der Bespannungsphase
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	Reservenspeicherung und deshalb rasche Entwicklung im Frühling möglich
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	-1	Gesamthaushalt der Pflanze durch Zerstörung der unterirdischen Biomasse beeinträchtigt
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	+1	gute Nährstoffversorgung auf überwiegend mineralischem Substrat
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	+1	auf hohe Nährstoffverfügbarkeit unmittelbar im Wurzelraum, angewiesen, deshalb auf mineralischem Substrat meist gefördert
9	Ceratophyllide	0	kein Vorteil bei regelmäßiger Winterung
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	-1	Zerstörung der Erneuerungsorgane bei Winterung
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	+1	keine Zerstörung der Erneuerungsorgane bei Winterung
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	+1	gute Erhaltungschancen der Erneuerungsorgane bei Winterung
13	wintergrün auch im emersen Zustand	+1	die ganze Pflanze überlebt die Winterung schadlos
14	obligat wintergrün im submersen Zustand	-1	Die gesamte Pflanze und ihre Erneuerungsorgane werden durch die Winterung vernichtet.
15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand	0	kein Vorteil bei regelmäßiger Winterung
16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	+1	Vorteil beim Absinken des Wasserstandes in trockenen Sommern oder bei notwendigen Reparaturen beim Mönch
17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	in der Regel kein entscheidender Nachteil
18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	+1	gute Lichtversorgung auch bei hohen Besatzdichten
19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	0	bis auf bei sehr hohen Besatzdichten Lichtversorgung ausreichend auch ohne Schwimmblätter
20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	-1	Lichtversorgung insbesondere bei feinkörnigen Sedimenten in der grundnahen Schicht eingeschränkt
21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	+1	grundsätzlich von Vorteil
22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	-1	grundsätzlich von Nachteil
23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	+1	auf regelmäßige Winterung angewiesen
24	langfristig auf Sapropel wachsend	0	kein Vorteil, da die Winterung der Sapropelentwicklung vorbeugt

Fitneß-Zahlen bei Abwachsnutzung
(zur Herleitung vgl. Matrix 1 und 2 im Anhang)

Callitriche palustris agg.	: +6	*Myriophyllum spicatum*	: +3
Nitellopsis obtusa	: +6	*Nitella flexilis*	: +3
Nymphoides peltata	: +6	*Nuphar lutea*	: +3
Potamogeton gramineus	: +6	*Potamogeton lucens*	: +3
Potamogeton panormitanus	: +6	*Potamogeton obtusifolius*	: +3
Potamogeton pectinatus	: +6	*Potamogeton trichoides*	: +3
Ranunculus aquatilis	: +6	*Ranunculus circinatus*	: +3
Ranunculus peltatus	: +6	*Lemna minor*	: +2
Ranunculus trichophyllus	: +6	*Callitriche hermaphroditica*	: +2
Sagittaria sagittifolia	: +6	*Oenanthe aquatica*	: +2
Alisma gramineum	: +5	*Utricularia vulgaris*	: +2
Nymphaea alba	: +5		
Potamogeton alpinus	: +5	*Hydrocharis morsus-ranae*	: +1
Potamogeton berchtoldii	: +5	*Myriophyllum verticillatum*	: +1
Chara globularis	: +4	*Potamogeton crispus*	: +1
Chara vulgaris	: +4	*Spirodela polyrhiza*	: +1
Elatine hydropiper	: +4		
Eleocharis acicularis	: +4	*Elodea canadensis*	: -1
Lemna trisulca	: +4	*Ceratophyllum demersum*	: -2
Polygonum amphibium	: +4		
Potamogeton acutifolius	: +4		
Potamogeton natans	: +4		
Zannichellia palustris	: +4		

Entsprechend der Kriteriumauswahl erreichen störungsunempfindliche Arten die höchsten Fitneß-Zahlen. Es mag zunächst verwundern, daß sehr seltene Arten wie *Nitellopsis obtusa* oder *Potamogeton gramineus* die höchsten Werte erreichen. Hier sei jedoch erneut nachdrücklich darauf hingewiesen, daß die allgemein verbreitete, meist intuitive Bewertung der Empfindlichkeit von aquatischen Arten sich in der Regel auf die Streß- und nicht auf die Störungsempfindlichkeit bezieht.
Unter den fittesten Arten der Abwachsteiche finden sich Sippen, die wie *Potamogeton pectinatus* (vgl. VÖGE 1991) oder *Potamogeton alpinus* (vgl. BRUX et al. 1987) über zahlreiche vegetative und generative Regenerationsstrategien verfügen. Die Abnahme der Fitneß-Zahlen signalisiert dagegen eine höhere Störungsanfälligkeit, die oft mit einer Spezialisierung auf wenige bzw. nur eine Regenerationsstrategie einhergeht.

Die Arten mit einer Fitneß-Zahl zwischen 6 und 4 zeichnen sich durch eine hohe dynamische Flexibilität aus. Da viele von ihnen konkurrenzschwach sind, werden sie durch häufige Störung deutlich gefördert (z.B. *Chara vulgaris*). Einige Arten wie *Nymphaea alba*, die in hohem Maße anpassungsfähig und zugleich langfristig konkurrenzkräfig sind, finden sich ebenfalls in dieser Gruppe.
Fitneß-Zahlen zwischen 3 und 2 sind charakteristisch für Arten, die wie *Potamogeton lucens* oder *Utricularia vulgaris* zwar das Störungsregime ertragen, aber unter störungsärmeren

Verhältnissen besser gedeihen würden. In dieser Gruppe finden sich viele Arten, die von einer Trockenlegung im Sommerhalbjahr und deshalb von einer Störungsintensivierung durch kürzere Bespannungszeiten vernichtet werden. Dementsprechend fehlen sie in den Laich-, Brutstreck- und Vorstreckteichen (vgl. Kap. 8.2.1. und 8.2.2.).
Die restlichen Arten werden durch winterliche Emersion stark geschädigt. Die negativen Werte von *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* deuten darauf hin, daß ein langfristiges Vorkommen der beiden Arten insbesondere nach strengen Wintern nur durch Einwanderung aus benachbarten Gewässern gesichert werden kann.

Hohe Fitneß-Werte bedeuten nicht, daß die Arten in den untersuchten Gewässern häufig vorkommen (vgl. Kap. 7.1.1.). Sie besitzen zwar die Fähigkeit, in genutzten Teichen vitale Populationen aufzubauen, ihre allgemeine Seltenheit steht jedoch einer Einwanderung in die Teiche im Wege. Dagegen können Arten wie *Ceratophyllum demersum* ihre geringe Fitneß durch ein ausgeprägtes Einwanderungsvermögen kompensieren.
Nur wenige Arten erreichen nach den ausgewählten Merkmalen einen geringen Fitneß-Wert. Da sämtliche geprüfte Arten aus dem Arteninventar der Teichflora stammen, bedeutet dieses, daß der Kriterienkatalog die Fähigkeit der Sippen, in den untersuchten Gewässern vorzukommen, adäquat beschreibt.

11.5.2. Fitneß-Analyse bei Teichstillegung

Durch den Vergleich der Fitneß-Werte unter Abwachsnutzung (Standortzustand A) und nach Aufgabe der Nutzung (Standortzustand B) lassen sich die Auswirkungen der Stillegung auf die makrophytische Vegetation beschreiben.
Stillgelegte Abwachsteiche wurden bei der Kartierung in verschiedenen Landschaftsräumen angetroffen, so daß sich hier die Möglichkeit bietet, die Aussagen der Prognose mit den in Kap. 10.1. vorgestellten Geländebefunden zu vergleichen und somit die Zuverlässigkeit des Verfahrens zu überprüfen.

Standortsszenario

Als Ausgangslage wird der Abwachsteich des vorigen Beipiels gewählt. Der erste Teil des Standortsszenarios ist deshalb mit den unter 11.5.1. beschriebenen Verhältnissen identisch.

Der Standortzustand B wird ca. 15 Jahre nach A konstruiert.

Es wird davon ausgegangen, daß die wasserstandsregulierenden Vorrichtungen weiter gepflegt werden und daß keine belastende Folgenutzung wie Angeln stattfindet.
Bei künstlich hoch gehaltenem Wasserstand und urprünglich steilen Ufern wird angenommen, daß eine freie Wasserfläche noch vorhanden ist.

Der Standortzustand B läßt sich folgendermaßen beschreiben:

- dauerhaft hoher Wasserstand, weder Sömmerung noch Winterung
- unveränderte Eigenschaften des Zulaufwassers

- Das Grabensystem bleibt unverändert.
- Die Schlammächtigkeit hat sich mehr als verdoppelt und beträgt ca. 30 cm
- kein Fischbesatz nach der letzten Abfischung, dementsprechend keine Kalkung oder Fütterung
- Aufgrund der Steilheit des Ufers hat sich das Röhricht nur langsam ausgebreitet und ist im Durchschnitt 5 m breit.
- Die Nutzungsverhältnisse im Umland bleiben unverändert.

Selbst wenn das Zulaufwasser unverändert als mäßig belastet zu bezeichnen ist, ist wegen des fehlenden Wasseraustausches durch das herbstliche Ablassen und der Nährstoffakkumulation im Teichsediment mit einer steigenden inneren Belastung des Gewässers zu rechnen. Der Teichboden befindet sich permanent unter reduzierenden Bedingungen. Der Abbau der organischen Substanz erfolgt nur noch langsam, was zu einer gesteigerten Verlandungstendenz führt.
Die nutzungsbedingte Störung nimmt schlagartig ab, während Streßfaktoren eine steigende Bedeutung gewinnen. Der Standort wird für streßtolerante, konkurrenzkräftige Arten (C-S-Strategen) (vgl. Kap. 11.4.3.) günstiger.
Die Lichtversorgung wird für submerse Arten zunehmend problematisch. Die Sapropelakkumulation führt zu gravierenden Veränderungen des Sedimentchemismus.

Bewertung der Fitneß-Kriterien

Anmerkung: Einige Arten weisen je nach Standort die Attribute 1 oder 2 auf. Sie sind in der Regel mehrjährig, können sich gegebenenfalls aber auch als Einjährige verhalten. Wenn das Merkmal 2 ausgebildet ist, wird bei Teichstillegung das Kriterium 1 nicht berücksichtigt.

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI TEICHSTILLEGUNG			
1	überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	-1 0	wegen Licht- und O_2-Mangel in der grundnahen Schicht zunehmend erschwert. Übersedimentierung. 0=für Dunkelkeimer
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	+1	vegetative Teilung von der Mutterpflanze erleichtert die Etablierung. Vorteil bei langfristig gesicherten Wasserführung
3	Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	-1	vgl. 1
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	-1	wegen dauerhafter Wasserführung keine Regeneration möglich
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	Reserven im Rhizom ermöglichen rasches Anfangswachstum im Frühling auch bei schwacher Assimilation in grundnaher Schicht
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	Frostempfindlichkeit bei dauerhafter Wasserführung nicht mehr relevant, deshalb wie 5
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	-1	deutet auf hohe Sedimentdependenz für Nährstoffversorgung hin: Schwierigkeiten bei hohen Gehalten an organischer Substanz
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	-1	Mangel an Elementen, die nicht aus dem Wasser aufnehmbar sind, geringes Bodenvolumen erschlossen. O_2-Mangel im Wurzelraum
9	Ceratophyllide	+1	geringe Sedimentdependenz. Aufschwimmen der Erneuerungsorgane Vorteil bei langfristig gesicherter Wasserführung
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	+1	besonderer Vorteil, wenn Überwinterung an überdauerndem Sproß: Anfangswachstum in besser mit Licht versorgten Wasserschichten

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI TEICHSTILLEGUNG			
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	-1	Frosttoleranz irrelevant. Anfangswachstum in schlecht mit Licht versorgten Wasserbereiche
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	-1	deutet zwar auf lichtunabhängigen Austrieb hin, jedoch Probleme beim Anfangswachstum
13	wintergrün auch im emersen Zustand	0	nicht relevant
14	obligat wintergrün im submersen Zustand	+1	Entwicklungsvorsprung im Frühling. Beschattung von Konkurrenten
15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand	+1	meist Erneuerung der Assimilationsorgane im Frühling durch am Sproß sitzende Knospen: vgl. 10
16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	nicht relevant
17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	nicht relevant
18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	+1	gute Lichtversorgung und O_2-Versorgung der Rhizome durch die Schwimmblätter
19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	-1	Nachteil, da Beschattung durch Nymphaeide, Pleustophyten, Phytoplankton.
20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	-1	sehr starker Nachteil wegen Licht und häufiger O_2-Mangel in der grundnahen Wasserschicht
21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	+1	entscheidender Vorteil bei Ausbreitung von Nymphaeiden und wintergrünen Arten
22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	-1	entscheidender Nachteil
23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	-1	Gefährdung durch Sapropelakkumulation
24	langfristig auf Sapropel wachsend, substratunabhängig	+1	Bedingung für langfristige Besiedlung für wurzelnde Arten. Vorteil für Substratunabhängige: Pleustophyten, Ceratophyllide

Ergebnisse der Fitness-Prüfung (vgl. Matrix 1 und 3 im Anhang)

Die Arten, die auf annuelle Re-Etablierung angewiesen sind, verschwinden bereits in der **Phase des ersten Schwundes** (zum Begriff vgl. Kap. 11.3.3.). In der folgenden Gruppe finden sich die Arten mit den niedrigsten Fitneß-Werten und den stärksten Fitneß-Verlusten:

	Fitneß bei B	Fitneß bei A	Fitneß-Verlust
Potamogeton gramineus	-4	+6	-10
Oenanthe aquatica	-4	+2	-6
Zannichellia palustris	-4	+4	-8
Elatine hydropiper	-5	+4	-9
Potamogeton acutifolius	-5	+2	-7
Potamogeton alpinus	-5	+5	-10
Potamogeton obtusifolius	-5	+3	-8
Nitellopsis obtusa	-6	+6	-12
Potamogeton berchtoldii	-6	+5	-11
Potamogeton panormitanus	-6	+6	-12
Callitriche hermaphroditica	-7	+2	-9
Chara vulgaris	-8	+4	-12
Potamogeton trichoides	-8	+3	-11

Diese Arten benötigen eine gute Lichtversorgung in der grundnahen Wasserschicht sowie überwiegend mineralisches Substrat (Attribute 1, 3, 7, 8, 11, 12, 23).
Der starke Fitness-Verlust des Teichfadens *Zannichellia palustris*, der bekanntlich auch in natürlichen, stark belasteten Gewässern vorkommen kann, mag zunächst verwundern. Nach eigenen Erfahrungen könnte dieses Ergebnis darauf zurückzuführen sein, daß die Art in verunreinigten Gewässern in ufernahe, oft vom Wellenschlag beeinflußte Zonen flüchtet, wo sie als Lichtkeimer günstigere Bedingungen und mineralisches Substrat findet. Die bloße Korrelation von hydrochemischen Werten und Pflanzenvorkommen sagt deshalb wenig über das potentielle Pflanzenvorkommen aus, da in den meisten Gewässern Sonderstandorte vorhanden sind, an denen besondere Störungssituationen regelhafte Zusammenhänge außer Kraft setzen.
Die anderen genannten Arten gehören zu den streßempfindlichen Pflanzen, die unter naturnahen Verhältnissen ihren Verbreitungsschwerpunkt in mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern besitzen.

Einer weiteren Gruppe von Arten, die ebenfalls überwiegend auf aerwiegend auf annuelle Re-Etablierun angewiesen sind, gelingt es mit vermutlich geringem Erfolg, sich unter den neuen Bedingungen zu regenerieren. Ihre Fitness-Zahlen liegen um den Nullwert. Der Fitness-Verlust ist nicht so gravierend wie bei den Arten der Phase des ersten Schwundes:

	Fitneß bei B	Fitneß bei A	Fitneß-Verlust
Ranunculus aquatilis	0	+6	-6
Ranunculus peltatus	0	+6	-6
Sagittaria sagittifolia	0	+6	-6
Utricularia vulgaris	-1	+2	-3

Die beiden Wasserhahnenfuß-Arten sind zudem fakultativ mehrjährig, jedoch mit vermutlich kurzer Lebenserwartung, so daß sie eine Zwischenstellung zwischen den Arten der ersten Schwundphase und den Arten der Persistenzphase einnehmen.

Die **Persistenzphase** wird durch das Vorkommen mehrjähriger Arten definiert, die sich unter den neuen Standortbedingungen nicht mehr forpflanzen können. Die Dauer der Persistenzphase wird von der Lebenserwartung der einzelnen Pflanzen bestimmt. Neben den beiden oben erwähnten *Ranunculus*-Arten sind folgende Arten zu dieser Gruppe zu rechnen:

	Fitneß bei B	Fitneß bei A	Fitneß-Verlust
Alisma gramineum	0	+5	-5
Callitriche palustris agg.	0	+6	-6
Chara globularis	0	+4	-4
Eleocharis acicularis	0	+4	-4
Nymphoides peltata	0	+6	-6
Potamogeton lucens	-1	+3	-4
Potamogeton pectinatus	-1	+6	-7
Nitella flexilis	-2	+3	-5

In der **Selektionsphase** sind nur noch die Arten vertreten, die sich unter den neuen Standortbedingungen erfolgreich fortpflanzen können. Es kommen ausschließlich Arten mit positiven Fitneß-Zahlen vor. Die sehr streßempfindlichen Makrophyten sind bereits verschwunden. Die charakteristischen Besiedler der stark belasteten Teic in der folgenden Gruppe vertreten:

	Fitneß bei B	Fitneß bei A	Fitneß-Differenz
Nuphar lutea	+5	+3	+2
Ceratophyllum demersum	+5	-2	+7
Lemna trisulca	+4	+4	0
Nymphaea alba	+4	+5	-1
Lemna minor	+3	+2	+1
Myriophyllum verticillatum	+3	+3	0
Polygonum amphibium	+3	+4	-1
Potamogeton natans	+3	+4	-1
Elodea canadensis	+2	+1	+1
Hydrocharis morsus-ranae	+2	+1	+1
Potamogeton crispus	+2	+1	+1
Ranunculus circinatus	+2	+3	-1
Ranunculus trichophyllus	+2	+6	-4
Spirodela polyrhiza	+2	+1	+1
Myriophyllum spicatum	+1	+3	-2

Die Verhältnisse in der **Konkurrenzphase** werden bereits durch die Abstufung der Fitneß-Zahlen in der Selektionsphase angekündigt. Zur Verdeutlichung der Weiterentwicklung wurden die 15 Arten, die in der Selektionsphase noch vertreten sind, einer zusätzlichen Fitneß-Prüfung unterzogen, die sich ausschließlich auf Attribute der etablierten Phase stützt. Folgende Kriterien wurden ausgewählt:

2: nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich: +1
5 und 6: gespeicherte Reserven in der unterirdischen Biomasse: +1
9: Ceratophyllide: +1
14 und 15: wintergrün: +1
18: Schwimmblattpflanze oder Pleustophyt: +1
19: Pflanze mit nur submersen Blättern: -1
21: hohe Schattentoleranz: +1
23: überwiegend auf mineralischen Substrat wachsend: -1
24: langfristig Sapropel ertragend: +1

	Selektions-phase	Konkur-renzphase	Fitneß-Differenz
Nuphar lutea	+5	+6	+1
Ceratophyllum demersum	+5	+4	-1
Lemna trisulca	+4	+4	0
Nymphaea alba	+4	+5	+1
Lemna minor	+3	+5	+2
Myriophyllum verticillatum	+3	+3	0
Polygonum amphibium	+3	+4	+1
Potamogeton natans	+3	+5	+2
Elodea canadensis	+2	+2	0
Hydrocharis morsus-ranae	+2	+3	+1
Potamogeton crispus	+2	+2	0
Ranunculus circinatus	+2	+3	+1
Ranunculus trichophyllus	+2	+3	+1
Spirodela polyrhiza	+2	+2	0
Myriophyllum spicatum	+1	1	0

Die Unterschiede zwischen den Fitneß-Zahlen der Selektionsphase und den durch die zusätzliche Prüfung ermittelten Werten sind gering. Tendentiell sind die Arten, die nur submerse Assimilationsorgane besitzen, im Konkurrenzkampf unterlegen, selbst wenn sie sapropel- und schattentolerant sind.
Mit *Ceratophyllum demersum*, *Polygonum amphibium*, *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton natans* wurden mit Hilfe der Fitneß-Analyse die Arten ermittelt, die in den empirisch festgestellten Stillegungsstadien dominieren (vgl. Kap. 10.1.2.). Die Ergebnisse der Prognose lassen sich somit durch die Geländebefunde bestätigen.
Nymphaea alba und *Nuphar lutea* sind in Seen dominant. *Ranunculus circinatus*, *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton crispus* gehören ebenfalls zu den wenigen submersen Makrophyten, die bei der Kartierung der Kleinseen nachgewiesen wurden (vgl. Kap. 10.3.1.). Parallel zum Artenschwund läßt sich zudem in der Praxis eine fortschreitende Ausdünnung der submersen Bestände im Zusammenhang mit der Verdichtung der Schwimmblattdecken feststellen, deren Ausmaß jedoch ohne Gewichtung der Attribute (in diesem Fall der Schwimmblatt-Lebensform) nicht vorhersagbar ist.

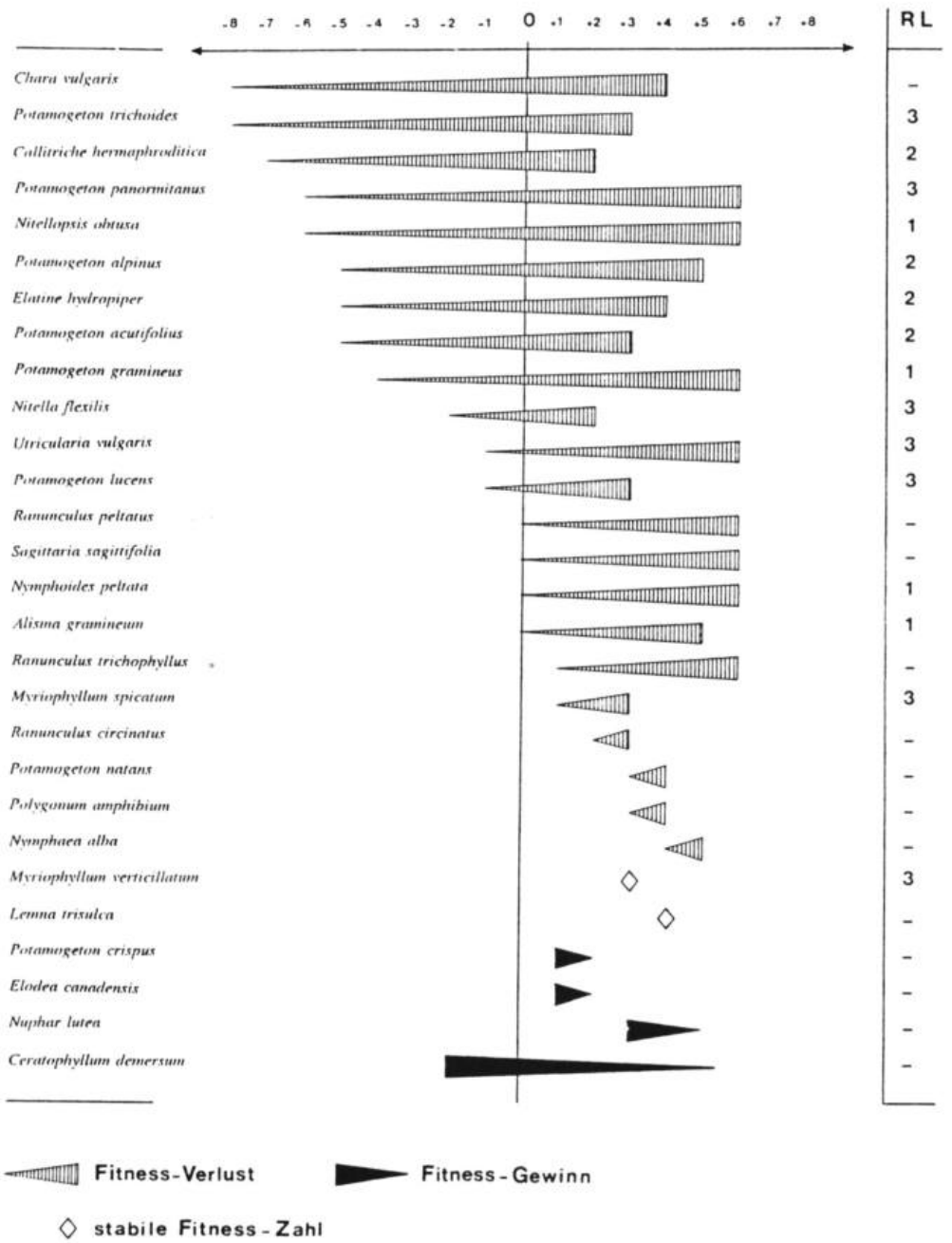
Auf Abb. 44 ist die Entwicklung der Fitneß-Werte nach Stillegung für 28 ausgewählte Arten dargestellt.
Das breite Ende des Pfeiles entspricht dem Wert beim Zustand A unter Abwachsnutzung, das spitze Ende dem Wert beim Zustand B nach Nutzungsaufgabe. Bei wenigen Arten bleibt die Fitneß-Zahl unverändert, was durch einen Rhombus dargestellt wird.
In der rechten Spalte werden die Gefährdungskategorien nach Roter Liste für Schleswig-Holstein angegeben (vgl.Kap. 7.1.).
Der senkrechte Strich beim 0-Wert soll nicht überbewertet werden: Er bedeutet sich, daß eine Art mit negativer Fitneß-Zahl nicht vorkommen kann, jedoch nur daß ihre Erfolgschancen gering sind. Bedeutungsvoller ist die Stärke der Zu- oder Abnahme der Fitneß, die hier durch die Länge des Pfeiles angedeutet wird.

Der Fitneß-Verlust der meisten gefährdeten Arten ist auffällig hoch. Dagegen wird deutlich, daß die Arten, die nach Stillegung positive Werte aufweisen, in der Regel nur geringe Fitneß-Schwankungen zeigen. Es handelt sich demzufolge um extrem euryöke Arten, die von der gravierenden Veränderung der Standortqualität kaum betroffen werden.
Abb. 44 faßt aus Übersichtlichkeitsgründen die Ergebnisse nur für 28 Arten zusammen. Bei Berücksichtigung des gesamten untersuchten Artensatzes verschiebt sich das Verhältnis zwischen erfolgreichen und weniger erfolgreichen Arten jedoch nicht.

Unter den angenommenen Randbedingungen des Standortsszenarios, die eine in Schleswig-Holstein verbreitete Situation wiedergeben, darf aufgrund der Geländeerfahrungen davon ausgegangen werden, daß die Phase des ersten Schwundes spätestens 5 Jahre nach der Bewirtschaftungsaufgabe abgeschlossen ist. Mit floristisch stark verarmten Vegetationszuständen ist nach 7 bis 8 Jahren zu rechnen.
Der zeitliche Rahmen der Phasenabfolge läßt sich ohne Kenntnis der bei der Fitneß-Analyse nicht berücksichtigten Nährstoffbelastung des Gewässers nicht angeben, die beispielsweise für die Geschwindigkeit der Sapropelentwicklung entscheidend ist. Die Nährstofffracht beeinflußt jedoch lediglich das Tempo der Sukzession, während ihr Ablauf in verschieden belasteten Gewässern eine vergleichbare Phasenabfolge aufweist.

Abb. 44: Entwicklung der Fitneß-Zahlen von 28 ausgewählten Makrophyten nach Teichstillegung

R L: Gefährungskategorie nach Roter Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD 1990)



Bei ausschließlicher Berücksichtigung der Attribute der etablierten Phase (Attribute 2, 5, 6, 14, 15, 18, 19, 21, 23, 24) führt die Fitneß-Analyse zu Ergebnissen, die sich nicht mit den Geländebefunden in Einklang bringen lassen.
Wie die folgende tabellarische Gegenüberstellung der Fitneß-Trends bei Verwendung des vollständigen und des verkürzten Merkmalskataloges belegt, kommt es in vielen Fällen zu konträren Trendaussagen.

Der Fitneß-Trend wird als Differenz der Fitneß-Zahlen für die Standortzustände A und B errechnet. Da beide Merkmalskataloge eine unterschiedliche Attributzahl umfassen, dürfen nur die Trendrichtungen miteinander verglichen werden, die absoluten Werte jedoch nicht.

	Fitneß-Trend etablierte Phase	Fitneß-Trend alle Phasen
Für folgende Arten konträre Trendaussage:		
Potamogeton acutifolius	0	-7
Callitriche hermaphroditica	0	-9
Potamogeton gramineus	0	-10
Potamogeton lucens	0	-4
Nymphoides peltata	0	-6
Ranunculus trichophyllus	0	-4
Chara vulgaris	+1	-12
Sagittaria sagittifolia	+1	-6
Myriophyllum spicatum	+1	-2
Ranunculus circinatus	+1	-1
Myriophyllum verticillatum	+1	0
Potamogeton natans	+2	-1
Utricularia vulgaris	+2	-3
Polygonum amphibium	+2	-1
Nymphaea alba	+2	-1
Für folgende Arten gleichgerichtete Trendaussage:		
Potamogeton panormitanus	-2	-12
Ranunculus peltatus	-2	-6
Potamogeton trichoides	-1	-11
Nitellopsis obtusa	-1	-12
Potamogeton alpinus	-1	-10
Elatine hydropiper	-1	-9
Nitella flexilis	-1	-5
Alisma gramineum	-1	-5
Lemna trisulca	0	0
Elodea canadensis	+1	+1
Potamogeton crispus	+2	+1
Nuphar lutea	+3	+2
Ceratophyllum demersum	+3	+7

Hierbei wird deutlich, daß die besondere Berücksichtigung der Ökologie der juvenilen Pflanzen nicht überflüssig, sondern zwingend notwendig ist.
Bei alleiniger Betrachtung der Eigenschaften der adulten Pflanzen ließe sich nicht erklären, warum zahlreiche sehr seltene Makrophyten in Teichen vorkommen können, da sie auch unter Nutzung als ausgewachsene Pflanzen konkurrenzschwach sind. Die besondere Standortgunst bezüglich der Regenerationsmöglichkeiten kommt dabei nicht zum Ausdruck.
Wie die Geländebefunde belegen, erweist sich die Prognose in vielen Fällen als zu optimistisch. *Potamogeton acutifolius* oder *Callitriche hermaphroditica* werden nach Stillegung gleichbleibende, *Utricularia vulgaris* sogar verbesserte Erfolgschancen vorhergesagt.
Die Abweichungen treten für Arten der Persistenz-Phase und der Phase des erste Schwundes gehäuft auf.

Die Tatsache, daß entscheidende Ausleseprozesse beim Eintritt der Selektionsphase bereits abgeschlossen sind, bestätigt die Hypothese, nach welcher den Ansprüche der Arten in der Etablierung- bzw. Regenerationsphase bezüglich der Sukzessionsprognose eine zentrale Bedeutung beizumessen ist.

11.5.3. Fitneß-Analyse bei einem Managementkonzept zur Förderung von Zwergbinsen-Gesellschaften

Zielsetzung

Ziel des vorgestellten Konzeptes ist die Erhaltung bzw. die Schaffung von geeigneten Lebensräumen für Arten der gefährdeten Zwergbinsen-Gesellschaften (vgl. Kap. 7.2.6.).
Es wird vorausgesetzt, daß das erforderliche Samenpotential durch Untersuchung der Samenbank des Teichsediments am Standort festgestellt wurde.

Standortsszenario

Die Arten der Isoeto-Nanojuncetea bleiben über lange Zeiträume im Boden keimfähig. Ihre Keimung und Entwicklung verlangen sommerliche Temperaturen und werden durch eine hohe Bindigkeit des Substrates, die ein zu rasches Austrocknen verhindert, gefördert (vgl. Kap. 7.2.6.). Wie ihr stetiges Wiederauftreten an Wuchsorten belegt, die nur sporadisch trockenfallen, scheint die Keimfähigkeit der Samen von einer Übersedimentierung durch Sapropel nicht beeinträchtigt zu werden. Zum Erhalt der Zwergbinsen reichen deshalb periodische Sömmerungen in relativ großen Zeitabständen, so daß sich in der Zwischenzeit bespielsweise störungsempfindliche Tiergemeinschaften aufbauen können. Durch Gewährung von Ausweichmöglichkeiten in benachbarte, bespannte Teiche kann die aquatische Fauna die Sömmerung zumindest partiell überdauern.

Der Managementplan sieht demzufolge den Wechsel von zehnjährigen Brachephasen mit einer zwischengeschalteten Sömmerungsphase vor. Da zur Entwicklung der Zwergbinsen eine Trockenlegung im Hochsommer erforderlich ist, läßt sich der Bespannungsrhythmus mit einer teichwirtschaftlichen Nutzung des Gewässers nicht vereinbaren.
Als Testfall wird dasselbe Gewässer wie in den beiden vorigen Beispielen genommen. Der Ablauf des Planes läßt sich in drei Phasen gliedern.

Phase A stellt die erste zehnjährige Bespannungsphase nach der letzten Abfischung dar. Die unter Kap. 11.5.2. beschriebenen Bedingungen können hier übernommen werden, wobei die Schlammächtigkeit auf dem Teichgrund wegen der kürzeren Stillegungsphase etwas geringer sein dürfte.
Wenn das Gewässer am Ende der Phase A dem *Ceratophyllum*- oder dem *Elodea*-Typ zuzuordnen ist (vgl. Kap. 10.1.2.), muß bedacht werden, daß der gesamte Wasserkörper von Makrophyten derart erfüllt sein kann, daß die schlaff zusammenfallenden Pflanzenmassen bei Trockenlegung den Gewässergrund unter sich begraben und die Keimung der Zwergbinsen verhindern. Dominanzbestände von *Ranunculus trichophyllus*, die dichte Landformenteppiche hervorbringen, haben vermutlich die gleiche Wirkung.
Gewässer, in denen eine solche Entwicklung stattgefunden hat, sind für die hier verfolgte

Zielsetzung nicht geeignet. Das Eintreten solcher Bedingungen kann durch eine Fitneß-Analyse der Phase A prognostiziert werden.

Phase B

Die Phase B stellt die anschließende Trockenphase dar, die optimal Anfang August, spätestens jedoch Mitte August beginnen sollte. Die Wiederbespannung darf erst erfolgen, wenn die Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften Samen ausgestreut haben. Dieses ist in der Regel nach vier bis fünf Wochen der Fall. Eine zu lange sommerliche Trockenphase könnte zu einer Aufzehrung der Schlammschicht führen, wodurch die Aufrechterhaltung der erforderlichen Bodenfeuchtigkeit erschwert und die Benthosfauna stark in Mitleidenschaft gezogen würde. Wenn eine partielle Mineralisierung der in Phase A akkumulierten organischen Substanz erwünscht wird, sollte der Teich aus Gründe des faunistischen Artenschutzes jedoch vor Eintritt der ersten Fröste, also in der zweiten Oktoberhälfte wieder bespannt werden.
Die Trockenlegung muß weite Flächen des Teichgrundes erfassen und darf sich nicht auf ein begrenztes Trockenfallen der ufernahen Bereiche beschränken. Diese werden sehr schnell von Röhrichten oder terrestrischen Pflanzen besiedelt, die das Aufkommen der konkurrenzschwachen Zwergbinsen unterdrücken.
Der Bespannungsrhythmus verlangt von den vorhandenen Makrophyten die Fähigkeit, entweder durch rasche Vollendung ihres Lebenszyklus keimfähige Samen auszustreuen oder eine langfristig überlebensfähige Landform hervorzubringen.
Die im Zuge der Trockenlegung eintretenden Schwankungen des Redoxpotentials führen zu einer starken Bodenversauerung, die zunächst die Nährstoffverfügbarkeit erhöht. Es ist nicht bekannt, ob der pH-Schock für solche Pflanzen schädlich ist, die unter naturnahen Bedingungen mit solchen Situationen nicht konfrontiert werden.

Die sich nach der Trockenlegung einstellenden Bedingungen sind zur Ansiedlung solcher Arten günstig, die in der limosen und terrestrischen Phase keimen. Mit zunehmender Dauer der Trockenphase breiten sich Bidentetea-Arten (vgl. Kap. 7.2.5.) und terrestrische Pionierbesiedler aus. Arten, die flugfähige Samen besitzen (z.B. *Epilobium*- oder *Typha*-Arten), können ebenfalls stark vertreten sein. Wenn die Röhrichtzone bereits vom Rohrkolben dominiert wird, besteht die Gefahr einer Massenentwicklung von *Typha*-Jungpflanzen, die die anschließende Wiederbespannung überleben, wenn der Wasserstandanstieg zu langsam erfolgt (vgl. Kap. 7.2.7.1.).

Phase C

Die Phase C stellt die anschließende, zehnjährige Bespannungsphase dar, die im Herbst beginnt. Sie ist mit der Phase A nicht identisch, da eine mächtigere Schlammschicht den Gewässergrund überdeckt.
Nach der herbstlichen Wiederbespannung werden die Nährstoffe, die aus der sich zersetzenden Phytomasse der Landpflanzen des Sommeraspektes frei werden, bei abnehmenden Temperaturen und Tageslängen nur partiell wieder aufgenommen, so daß im folgenden Frühling mit erhöhten Gehalten des Wassers an freien Nährstoffen zu rechnen ist. Planktische Algen sind im Frühling als erste in der Lage, das Nährstoffpotential bei noch tiefen Temperaturen auszunutzen (vgl. Kap. 5.1.3.1.). Die Lichtversorgung in der grundnahen Wasserschicht dürfte deshalb sehr schwach sein, so daß Lichtkeimer den durch die Trockenlegung konkurrenzfrei gewordenen Raum wahrscheinlich nur mit geringem Erfolg besiedeln können. Die Phase C entspricht somit einer Entwicklung nach Stillegung, die mit der Selek-

tionsphase beginnt. Da diese Abweichungen sich auf die Endergebnisse der Fitness-Anaalyse nicht auswirken, können die Aussagen der unter 10.5.2. durchgeführten Fitneß-Analyse auf die Phase C übertragen werden.

Bewertung der Fitneß-Kriterien

Die Anmerkungen zur Attributbewertung in der folgenden tabellarischen Übersicht beziehen sich ausschließlich auf die Phase B (für die Phasen A und C vgl. Kap. 10.5.2.)

ATTRIBUTBEWERTUNG BEIM MANAGEMENTKONZEPT ZUR FÖRDERUNG VON ZWERGBINSEN-GESELLSCHAFTEN

	ATTRIBUTE	Phase A	Phase B	Phase C	ANMERKUNGEN ZU PHASE B
1	überwiegend auf annuelle Re-etablierung angewiesen	-1 0	0	-1 0	nicht relevant, da Phase B ein kurzfristiges Ereignis zwischen zwei langen Brachephasen
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	+1	+1	+1	vorteilhaft im Zusammenhang mit der Fähigkeit, die Trockenphase zu überdauern
3	Keimung oder Propagulen-entwicklung lichtbedürftig	-1	+1 0	-1	+1: Arten, die in der limosen oder terrestrischen Phase keimen. 0: nur unter Wasser keimende Arten
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	-1	+1	-1	günstige Keimbedingungen
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	+1	+1	stark ausgebildete unterirdische Biomasse fördert die Fähigkeit, die Trockenphase zu überdauern
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	+1	+1	vgl. 5
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	-1	+1	-1	vgl. 5
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	-1	-1	-1	austrocknungsgefährdet, da keine Möglichkeit, den Wasserbedarf durch das Wurzelwerk zu decken
9	Ceratophyllide	+1	-1	+1	da wurzellos extrem austrocknungsgefährdet
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	+1	0	+1	Überwinterungsmerkmale für Phase B nicht relevant
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	-1	0	-1	vgl. 10
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	-1	0	-1	vgl. 10
13	wintergrün auch im emersen Zustand	0	0	0	vgl. 10
14	obligat wintergrün im submersen Zustand	+1	0	+1	vgl. 10
15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand	+1	0	+1	vgl. 10
16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	+1	0	von vorrangiger Bedeutung für das Überleben der Pflanze
17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	-1	0	vgl. 16
18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	+1	0	+1	Lichtversorgungsvorteil wird unbedeutend

ATTRIBUTBEWERTUNG BEIM MANAGEMENTKONZEPT ZUR FÖRDERUNG VON ZWERGBINSEN-GESELLSCHAFTEN					
ATTRIBUTE		Phase			ANMERKUNGEN ZU PHASE B
		A	B	C	
19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	-1	-1	-1	keine Fähigkeit zur Bildung einer Landform
20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	-1	0	-1	vgl. 18
21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	+1	0	+1	vgl. 18
22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	-1	0	-1	vgl. 18
23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	-1	0	-1	durch die Trockenlegung erhöhte Nährstoffverfügbarkeit, Substratansprüche verlieren an Bedeutung
24	langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	+1	0	+1	vgl. 23

Ergebnisse der Fitneß-Prüfung (vgl. Matrix 1 und 4 im Anhang)

Da nicht ausgeschlossen werden kann, daß aufgrund rezenter Einwanderung einige Arten, die nach Vorhersage die Phase A nicht überleben, zu Beginn der Phase B doch im Gewässer vertreten sind, wird die Fitneß von sämtlichen Arten des Datensatzes überprüft.
Ferner wird dadurch der Unsicherheit Rechnung getragen, die sich bezüglich der Fitneß-Angabe mancher Arten aus einem hohen Nullstellen-Anteil in der Matrix der Artattribute ergeben kann. Bei mehrphasigen Konzepten empfiehlt es sich deshalb, für jede Phase die Fitneß-Zahlen aller Arten zu ermitteln.

Arten mit negativem oder neutralem Fitneß-Wert in Phase B:

Elatine hydropiper	0	*Elodea canadensis*	-2
Lemna trisulca	0	*Nitella flexilis*	-2
Potamogeton lucens	0	*Potamogeton obtusifolius*	-2
Potamogeton pectinatus	0	*Potamogeton trichoides*	-2
Spirodela polyrhiza	-1	*Ranunculus circinatus*	-2
Lemna minor	-1	*Callitriche hermaphroditica*	-3
Chara globularis	-1	*Utricularia vulgaris*	-3
Chara vulgaris	-1	*Nitellopsis obtusa*	-3
Zannichellia palustris	-1	*Potamogeton acutifolius*	-3
Ceratophyllum demersum	-2	*Potamogeton berchtoldii*	-3

Geringe Fitneß-Werte in Phase B bedeuten, daß diese Arten durch die sommerliche Trockenphase stark dezimiert werden. Ihr weiteres Vorkommen im Gewässer hängt von ihrer Fähigkeit ab, während der limosen Phase austrocknungsfähige Fortpflanzungseinheiten zu produzieren. Dieses ist für *Elatine hydropiper* mit Sicherheit der Fall und dürfte möglicher-

weise auch für *Zanichellia palustris* zutreffen, da diese Arten ohnehin auf Samenbildung angewiesen sind. Aufgrund der raschen Austrocknung bei hochsommerlichen Temperaturen dürfte den meisten Arten die zur Verfügung stehende Zeit zur Ausbildung von vegetativen Fortpflanzugseinheiten nicht ausreichen.

Die Mehrzahl der genannten Arten dürfte ohnehin die Phase A nicht überdauert haben, wie aus der folgenden Darstellung deutlich wird. Die Gruppe der Arten, die voraussichtlich am Ende von Phase B noch vorhanden sind, kann als Schnittmenge des Artbestandes mit positiver Fitneß bei A und B dargestellt werden.

Die hinter den Artnamen angegebenen Zahlen beziehen sich auf die Fitneß in der Phase A (erste Spalte) und B (zweite Spalte).

Arten mit positiver Fitness in A und negativer/0-Fitness in B

	A	B
Lemna trisulca	+4	0
Potamogeton crispus	+2	0
Lemna minor	+3	-1
Spirodela polyrhiza	+2	-1
Ceratophyllum demersum	+5	-2
Elodea canadensis	+2	-2
Ranunculus circinatus	+2	-2

Arten mit positiver Fitness in Phase A und B

	A	B
Potamogeton natans	+3	+4
Polygonum amphibium	+3	+4
Nuphar lutea	+5	+3
Nymphaea alba	+4	+3
Ranunculus trichophyllus	+2	+3
Myriophyllum verticillatum	+3	+3
Hydrocharis morsus-ranae	+2	+2

Alisma gramineum	0	+4
Potamogeton gramineus	-4	+4
Eleocharis acicularis	0	+4
Nymphoides peltata	0	+4
Ranunculus aquatilis	0	+3
Ranunculus peltatus	0	+3
Sagittaria sagittifolia	0	+3
Callitriche palustris agg.	0	+2
Potamogeton alpinus	-5	+2
Potamogeton panormitanus	-6	+1

Arten mit positiver Fitness in B und und negativer oder 0-Fitness in A

Die Arten, die in den Phasen A und B positive Fitneß-Werte aufweisen, bilden den Grundstock für die Weiterentwicklung während der Phase C. Da die Standortbedingungen in der Schlußphase von Phase A mit der Phase C weitgehend identisch sind, ist keine weitere Auslese im Artbestand zu erwarten. Abgesehen von Zuwanderungen ist die Vegetationzusammensetzung am Ende von B somit langfristig abschätzbar.

Fazit

Die Abfolge der Phasen A und B bewirkt eine sehr strenge Selektion, da extreme und konträre Anpassungen von den Arten verlangt werde, nämlich sowohl die Fähigkeit, unter hohen Streßbedingungen die lange Bespannungsphase zu ertragen, als auch eine während der Vegetationsperiode eintretenden Trockenphase zu überdauern. Unter dem vorgestellten Managementplan ist das Erhalten einer artenreichen submersen Vegetation mit der Förderung von Zwergbinsen-Gesellschaften deshalb nicht kompatibel, wobei die stärkste Auslese bereits während der Phase A erfolgt. Die Sömmerung reicht voraussichtlich nicht aus, um ein selbst kurzfristiges Pionierstadium im folgenden Frühling einzuleiten.

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse bieten sich im wesentlichen zwei Handlungsalternativen an:

1. Der Verlust der submersen Vegetation wird bei zehnjährigem Ablaßrhythmus in Kauf genommen.
Dabei muß berücksichtigt werden, daß zumindest einige Gruppen der aquatischen Fauna, die auf eine artenreiche submerse Vegetation angewiesen sind, in solchen Gewässern keine geeigneten Lebensräume finden (vgl. Kap. 9.). Die Entscheidung zugunsten des beschriebenen Wasserführungsrhythmus stellt bei Teichen des *Polygonum amphibium*-Typs, die ohnehin quasi makrophytenleer sind, die geringsten Konflikte. Durch die Einbringung einiger See- und Teichrosen, die die Trockenlegung ertragen, kann die Habitatvielfalt aus faunistischer Sicht erhöht werden (vgl. ROWECK 1988:221ff). Eine Beschattung des Wasserkörpers durch Nymphaeide bietet zudem den Vorteil, Massenentwicklungen von *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* während der Phase A zu unterbinden (vgl. oben).

2. Es wird versucht, durch Verkürzung der Bespannungsphasen den Rückgang der submersen Vegetation zu aufzuhalten.
Dieses ist zwangsläufig mit einem höheren Störungsniveau verbunden, so daß diese Variante nur bei erhaltenswürdigen Makrophytenbeständen zu empfehlen ist.
Die Fitneß-Analyse zeigt, daß viele der Arten, die in der Phase B einen positiven Fitneß-Wert besitzen, zu denjenigen gehören, die in der Phase A bereits als erste verschwinden oder höchstens bis zur Persistenzphase vertreten sind (vgl. 11.5.2.). Es empfiehlt sich deshalb, die Dauer der Bespannungszeit der Dauer der Persistenzphase anzugleichen und auf 3 bis 5 Jahre festzulegen. Die Zeitspanne von 3 bis 5 Jahren wird in den wenigen Untersuchungen über die Erhaltensdauer der Keimfähigkeit von Laichkrautsamen als Grenze angegeben (MUENSCHNER 1936).
Die Trockenphase muß bei häufigerem Sömmerungsrhythmus so kurz wie möglich gehalten werden, um die Schlammschicht als Feuchtigkeitsspeicher zu erhalten und ein zu üppiges Wachstum von Landpflanzen zu unterbinden, deren Zersetzung sonst im folgenden Frühling eine starke Wassertrübung hervorrufen würde (siehe oben). Die Wiederbespannung darf jedoch auf keinem Fall vor dem Ausreifen der Samen der Isoeto-Nanojuncetea-Arten erfolgen.

Die Umsetzung der zweiten Management-Alternative ist mit mehr Unsicherheit behaftet als die erste. Es besteht die Gefahr, durch die Kompromißlösung weder langfristig aufgebaute Tiergemeinschaften noch eine artenreiche submerse Vegetation im Gewässer erhalten zu können. In den meisten Fällen wird sich deshalb die erste, problemlosere Alternative empfehlen.

10.5.4. Fitneß-Analyse bei einem Aushagerungsversuch

Zielsetzung

Im Rahmen des folgenden Konzeptes wird durch wiederholte, verlängerte Trockenphasen der Abbau der auf dem Gewässergrund akkumulierten organischen Verbindungen gefördert, um Lebensräume für oligotraphente Pflanzengemeinschaften insbesondere des Littorellion mit

Pillenfarn (*Pillularia globulifera*), Strandling (*Littorella uniflora*) oder Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*) zu schaffen.

Als Basishypothese gilt, daß die Kontrolle der Endotrophierung, die aufgrund nicht kontrollierbarer atmogener Einträge in keinem Gewässer ausbleibt, am ehesten in einem ablaßbaren Teich zu erreichen ist, wenn durch Austausch des Wassers und Aufzehrung der Schlammschicht durch Trockelegung regelmäßig für einen Abbau der organischen Substanz gesorgt wird. Das Verfahren erspart kostspielige Ausräumarbeiten und führt zu keinem Verlust des Samenpotentials durch Substratentnahme.

Standortsszenario

Günstige Ausgangsbedingungen für einen Aushagerungsversuch sind in Teichen erfüllt, die schon vor Beginn der Maßnahmen eine nur geringmächtige Schlammschicht über sandigen Substraten aufweisen.
Die Schaffung weiträumiger Pufferzonen um das Gewässer und eine entsprechende Wasserqualität des Zulaufwassers sind die Voraussetzungen für einen nachhaltigen Erfolg. Grund- oder quellwassergespeiste Teiche sind deshalb für diesen Versuch besser geeignet als Teiche mit hohem Anteil der Oberflächenspeisung. Ferner sind sie der Gefahr der Versauerung weniger stark ausgesetzt als Gewässer, die ihr Wasser überwiegend aus säurehaltigen Niederschlägen erhalten.

Durch die Anlage eines durchgehenden Ringgrabens kann die Nährstoffzufuhr auf die zulaufbürtigen und atmogenen Einträge beschränkt werden. Es muß ferner darauf geachtet werden, daß keine Laubzuwehung aus benachbarten Baumbeständen stattfindet.
Bei starker Frequentierung des Versuchteiches oder von Nachbargewässern durch Wasservögel kann das Entwicklungsziel durch Guanotrophierung gefährdet werden (VAHLE 1991:116).
Da die Nährstoffzufuhr auf das mögliche Minimum zurückgeschraubt werden muß, ist keine Kompatibilität mit einer fischereilichen Nutzung gegeben.

Der Management-Plan gliedert sich in drei Phasen.

Phase A

Während der Phase A soll durch verlängerte Trockenphasen eine Aushagerung des Teichgrundes erreicht werden. Zu diesem Zweck wird der Teich jährlich bereits ab Mitte September abgelassen und erst Ende April wieder bespannt.
Der Ablaßtermin ist am Ende der Vegetationsperiode der sommerannuellen und sommergrünen submersen Arten zu wählen. Am günstigsten ist es, den Teich dann abzulassen werden, wenn die annuelle Phytomasse im fortgeschrittenen Abbauzustand begriffen ist, damit die im Wasser freigesetzten Nährstoffe durch den Ablaßvorgang herausgeschwemmt werden.
Während der anschließenden Trockenphase erfolgt die Mineralisierung der Schlammschicht. Insbesondere bei sandigen Substraten ist bei starker Perkolation mit einer intensiven Auswaschung zu rechnen.
Nach ca. 5 Jahren müßte eine fortgeschrittene Aushagerung des sandigen Teichgrundes er-

reicht worden sein. Die Dauer der Phase A sollte von den durch einfache Analytik leicht feststellbaren Boden- und Wassereigenschaften abhängig gemacht werden.

Der beschriebene Bespannungsrhythmus ist für viele Tiergruppen äußerst lebensfeindlich, weil die Folgen der starken Austrocknung sich mit der Gefahr einer direkten Frosteinwirkung kombinieren (vgl. CLAUSNITZER 1983). Mit dem zunehmenden Schlammabbau kann die Austrocknung zudem tiefer in den Boden greifen. Es muß deshalb Konsens über das Entwicklungsziel herrschen!

Phase B

Während Phase B bleibt das Gewässer dauerhaft bespannt.
Aufgrund ihrer Seltenheit ist nicht zu erwarten, daß die gewünschten Littorellion-Arten spontan einwandern. Es empfiehlt sich deshalb - nach Rücksprache mit den zuständigen Behörden - durch Einbringung von Saatgut der Ansiedlung "nachzuhelfen". Bevor dieses geschieht, sollte jedoch durch hydrochemische Kontrollmessungen festgestellt werden, ob der Standort sich insbesondere bezüglich des pH-Wertes für die betroffenen Arten eignet.

Phase C

Die Phase C besteht aus einer Pflegesömmerung, die beim Anwachsen der Schlammschicht auf dem Gewässergrund oder bei Einwanderung von Torfmoosen vorzunehmen ist. Die Littorellion-Arten besitzen die Fähigkeit, Landformen hervorzubringen und werden durch das Absinken des Wasserstandes zur Blüten- und Samenbildung angeregt. Dieses gilt für *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Pillularia globulifera* und *Potamogeton polygoniflolius*, deren submerse Formen meist steril sind. Ein periodisches Trockenfallen fördert somit die Anreicherung der Samenbank. Allein *Isoetes lacustris* paßt sich dem Landleben schlecht an, da es keine Spaltöffnungen besitzt (CASPER & KRAUSCH 1980:51).
VAHLE betont, daß das periodische Trockenfallen im Sommer zur natürlichen Dynamik vieler Lobeliengewässer der Heidegebiete Nordwestdeutschlands gehört (VAHLE 1991:61).
Die Pflegesömmerung sollte nur bei Bedarf durchgeführt werden, so daß der Zeitabstand zwischen den Trockenphasen von Gewässer zu Gewässer variieren kann. Auf diese Art lassen sich die von VAHLE 1991 zusammengestellten Anforderungen zum Erhalt der Lobelien- und Strandlingsgewässer ohne Verlust des Samenpotentials erfüllen.

Der Phase C schließt wieder eine Phase B an. Die Abfolge B-C wird fortan wiederholt.

Bewertung der Fitneß-Kriterien

Während zu Beginn der Phase A die Nährstoffversorgung den Ansprüchen der meisten Makrophyten genügen dürfte, ist nach einigen Jahren mit einer durch Nährstoffmangel herabgesetzten Vitalität für der eutraphenten Arten zu rechnen, so daß ein hoher Nährstoffbedarf in diesem Fall als negative Eigenschaft bewertet werden muß. Neben der Trockenlegung als Störungsfaktor kommt dem Nährstoffmangel als Streßfaktor eine zunehmend selektive Bedeutung zu. Aus diesem Grund wurde das Kriterium der Ansprüche an die Nährstoffversorgung in den Merkmalskatalog aufgenommen. In den vorausgegangenen Beispielen

wurde es lediglich als Überschußfaktor durch seine Auswirkung auf den Lichthaushalt und die Sedimentbeschaffenheit berücksichtigt.

Die Einschätzung des Nährstoffbedarfes der Arten erweist sich als problematisch. Mangels genauerer Informationen wurden hier die Indikatorzahlen nach MELZER 1988 herangezogen, wobei zu berücksichtigen ist, daß diese Zahlen bei hohen Nährstoffbelastungen der Gewässer vielmehr die Obergrenze der **Nährstofftoleranz** als den eigentlichen **Bedarf** der Arten beschreiben.
Die Annahme, nach welcher die Arten mit hoher Nährstofftoleranz als erste und am stärksten durch die Aushagerung geschwächt werden, muß insbesondere bei Arten mit weiter ökologischen Amplitude (z.B. *Elodea canadensis*) nicht zutreffen. Es liegen jedoch zu wenig Daten über die **physiologischen** Optimumbereiche der aquatischen Pflanzen vor, so daß hier auf die beschriebene, unbefriedigende Lösung zurückgegriffen werden mußte.
Die in Kap. 6.4. dargestellten Bedenken über die Anwendung von Zeigerwerten in störungsgeprägten Gewässern gelten nach wie vor, insbesondere in bezug auf die Phase A. Während der Phase B stellen sich in zunehmendem Maße Bedingungen ein, die mit denjenigen naturnaher Gewässer vergleichbar sind, so daß das Heranziehen der Indikatorwerte möglicherweise weniger bedenklich ist, jedoch auch nur eine Notlösung darstellen kann.

Nach dem Kriterium ihres vermuteten Nährstoffbedarfes wurden die 40 untersuchten Arten in vier Gruppen eingeteilt.
Den Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in nährstoffärmeren Gewässern wurden der Wert 0 zugeteilt, da sie durch Aushagerung nicht beeinträchtigt werden (z.B. *Potamogeton gramineus*). Positive Effekte des Planes auf das Wachstum dieser Arten werden durch die bereits bekannten Kriterien der Substrateigenschaften und Lichtansprüche erfaßt.
Die Arten der nährstoffreicheren Gewässern werden mit Negativpunkten nach einer Skala von -1 (z.B. *Utricularia vulgaris*) bis -3 (z.B. *Polygonum amphibium*) bewertet, die nach den Belastungsstufen von MELZER 1988 vergeben werden (vgl. Matrix der Artattribute im Anhang S. XII).

Ferner wurde angenommen, daß eine allmähliche Calcium-Verarmung sowie eine pH-Absenkung eintreten. Vergleichbare Entwicklungen sind insbesondere aus den Niederlanden in Landschaften beschrieben worden, die mit der schleswig-holsteinischen Hohen Geest vergleichbar sind (vgl. ARTS & LEUVEN 1988).
Hohe Alkalinitätsansprüche können den Arten demzufolge zunehmend zum Verhängnis werden. Die 40 untersuchten Arten wurden bezüglich ihrer Alkalinitätsansprüche in Anlehnung an der Gliederung von ARTS & LEUVEN 1988 in drei Gruppen einteilt. Arten mit indifferentem Verhalten oder mit Ansprüchen, die den im Versuchsteich zu erwartenden Bedingungen entsprechen, wurden mit 0 (z.B. *Eleocharis acicularis*) bewertet. Zunehmende Affinität zur Alkalinität wurde mit -1 (z.B. *Potamogeton lucens*) oder -2 (z.B. *Chara vulgaris*) bewertet (vgl. Matrix der Artattribute im Anhang S. XII-XIII).

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI PHASE A DES AUSHAGERUNGSVERSUCHES (verlängerte Trockenphase)			
	ATTRIBUTE		ANMERKUNGEN
1	überwiegend auf annuelle Re-etablierung angewiesen	+1	Vorteil für die Arten, die keimfähige Samen oder/und winterfeste vegetative Erneuerungsorgane ausbilden
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	0	kein Vorteil, da die Vegetationsentwicklung jedes Jahr im Spätsommer abgebrochen wird
3	Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	+1	günstige Entwicklungsbedingungen
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	+1	Keimung in der limosen oder terrestrischen Phase im Herbst möglich
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	Vorteil durch bessere Wasserversorgung bei der Trockenlegung und zur Überdauerung der Winterungsphase
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	-1	zwar Vorteil im Spätsommer und Herbst, jedoch Zerstörung der Rhizome im Winter möglich
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	+1	zu Beginn der Aushagerteil, da hohe Bildung von annueller Phytomasse durch Nährstoffangebot möglich
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	0	zu Beginn der Aushagerung noch von Vorteil, später zunehmend von Nachteil
9	Ceratophyllide	-1	starker Nachteil bei geringen Nährstoffgehalten des Wassers und langen Trockenphasen
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	-1	Nachteil wegen Winterung
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	+1	Vorteil bei Winterung
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	+1	vgl. 11
13	wintergrün auch im emersen Zustand	+1	ganze Pflanzen bzw. ihre Landformen überdauern
14	obligat wintergrün im submersen Zustand	-1	vgl. 10
15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand	0	nicht relevant
16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	+1	leichter Vorteil bei spätsommerlichem Ablassen des Gewässers z.B. zusätzliche Frist zur Ausreifung von Samen
17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	wenn Ablaß nach Vollendung des Vegetationszyklus wahrscheinlich kein Nachteil
18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	0	bei guter Lichtversorgung kein entscheidender Vorteil, für Pleustophyten leichter Nachteil bei nährstoffarmerem Wasser
19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	0	kein Nachteil bei guter Lichtversorgung Ausbildung einer Landform nicht unbedingt erforderlich
20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	+1	wegen guter Lichtversorgung kein Nachteil, bei Nährstoffarmut geringerer Energieverbrauch zum Aufbau der Pflanze
21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	0	nicht relevant
22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	0	bei guter Lichtversorgung kein Nachteil
23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	+1	zunehmender Vorteil im Zuge der Aushagerung
24	langfristig auf Sapropel wachsend	0	nicht relevant

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI PHASE A DES AUSHAGERUNGSVERSUCHES (verlängerte Trockenphase)			
ATTRIBUTE			ANMERKUNGEN
25	durch Nährstoffmangel deutlich geschwächt	0 -3	zur Abstufung 0 / -1 / -2 / -3 vgl. Matrix der Artattribute im Anhang
26	durch pH-Absenkung deutlich geschwächt	0 -2	aufgrund atmogener Einträge wahrscheinlich. Zur Abstufung 0/ -1 / -2 vgl. Matrix der Artattibute im Anhang

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI PHASE B DES AUSHAGERUNGSVERSUCHES (dauerhafte Bespannung)			
ATTRIBUTE			ANMERKUNGEN
1	überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	0	kein Nachteil, da bei guter Lichtversorgung Reetablierung möglich.
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	+1	vegetative Fortpflanzung möglich, wenn reproduktiver Aufwand durch Samen zu hoch. langfristige Rauminanspruchnahme
3	Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	+1	gute Keimung- und Entwicklungbedingungen
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	-1	keine Keimung bei Dauerbespannung
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	wenn die Pflanze nicht wintergrün ist, Möglichkeit der Nährstoffverlagerung in perennierende unterirdische Biomasse
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	+1	Frosttoleranz bei Dauerbespannung nicht relevant vgl. 5
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	-1	unter nährstoffärmeren Verhältnissen starke annuelle Biomasseentwicklung zu aufwendig
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	-1	schwacher Nachteil wenn Sediment sehr kolloidarm und nährstoffarm
9	Ceratophyllide	0	bei nährstoffarmem Wasser nur sehr langsames Wachtum bei Dauerbespannung möglich
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	+1	Vorteil bei Dauerbespannung
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	0	kein entscheidender Vorteil bei Dauerbespannung
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	0	vgl. 11
13	wintergrün auch im emersen Zustand	0	vgl. 11
14	obligat wintergrün im submersen Zustand	+1	immergrüner Lebenszyklus von Vorteil bei Nährstoffmangel (mehrjährige Assimilationsorgane)
15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand	0	kein energetischer Vorteil, da die fakultativ wintergrünen Arten ihre Assimilationsorgane im Frühling ersetzen
16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	nicht relevant bei Dauerbespannung
17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	0	vgl. 16
18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	-1	aufwendiger morphologischer Aufbau der Schwimmblätter Nährstoffarmut des Wassers von Nachteil für Pleustophyten
19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	0	kein Nachteil bei guter Lichtversorgung und Dauerbespannung

ATTRIBUTBEWERTUNG BEI PHASE B DES AUSHAGERUNGSVERSUCHES (dauerhafte Bespannung)			
	ATTRIBUTE		ANMERKUNGEN
20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	+1	bei guter Lichtversorgung kein Nachteil, bei Nährstoffarmut geringerer Energieverbrauch zum Aufbau der Pflanze
21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	0	kein Vorteil bei guter Lichtversorgung
22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	0	bei guter Lichtversorgung kein Nachteil
23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	+1	Bedingung für langfristiges Vorkommen am Standort
24	langfristig auf Sapropel wachsend	0	nicht relevant am Standort
25	durch Nährstoffmangel deutlich geschwächt	0 -3	zur Abstufung 0 / -1 / -2 / -3 vgl. Matrix der Artattribute im Anhang
26	durch pH-Absenkung deutlich geschwächt	0 -2	aufgrund atmogener Einträge wahrscheinlich. Zur Abstufung 0/ -1 / -2 vgl. Matrix der Artattibute im Anhang

Phase C (Pflegesömmerung)

Die Auswirkungen einer Trockenphase im Sommerhalbjahr wurden bereits in Phase B des Managementkonzept zur Förderung der Zwergbinsen-Gesellschaften geprüft (vgl. Kap. 11.5.3.). Die Ergebnisse der in diesem Zusammenhang durchgeführten Fitneß-Analyse können hier für die Phase C übernommen werden. Da der Sauerstoffeinfluß zu einer kurzfristig besseren Nährstoffversorgung führt, ist es nicht notwendig, das Kriterium 25 für Sömmerungsphase zu berücksichtigen.

Ergebnisse der Fitneß-Analyse
(Zur Herleitung vgl. Matrix 1, sowie 5 und 6 im Anhang)

Fitness der untersuchten Arten in Phase A

Artname	1	2	Artname	1	2
Potamogeton gramineus	+7	+7	Nymphaea alba	+3	+1
Eleocharis acicularis	+7	+7	Potamogeton acutifolius	+3	+1
Chara vulgaris	+7	+5	Potamogeton berchtoldii	+4	+1
Potamogeton alpinus	+5	+5	Potamogeton lucens	+4	+1
Ranunculus peltatus	+5	+4	Potamogeton pectinatus	+5	+1
Potamogeton panormitanus	+6	+4	Callitriche palustris agg.	+3	0
Elatine hydropiper	+4	+4	Utricularia vulgaris	+1	0
Nitellopsis obtusa	+5	+4	Ranunculus trichophyllus	+4	0
Potamogeton natans	+4	+4	Sagittaria sagittifolia	+5	0
Callitriche hermaphroditica	+4	+3	Polygonum amphibium	+3	0
Potamogeton trichoides	+5	+3	Lemna trisulca	+2	0
Myriophyllum spicatum	+3	+3	Hydrocharis morsus-ranae	+2	-1
Ranunculus aquatilis	+5	+2	Myriophyllum verticillatum	0	-2
Oenanthe aquatica	+4	+2	Nuphar lutea	+1	-2
Alisma gramineum	+5	+2	Ranunculus circinatus	+1	-2
Nymphoides peltata	+5	+2	Elodea canadensis	-2	-4
Nitella flexilis	+2	+2	Lemna minor	0	-4
Potamogeton obtusifolius	+4	+2	Potamogeton crispus	-1	-4
Zannichellia palustris	+5	+2	Spirodela polyrhiza	0	-4
Chara globularis	+1	+1	Ceratophyllum demersum	-3	-8

Um die Auswirkungen des bespannungsbedingten Störungsregimes abzuschätzen, wurden die Fitneß-Zahlen zunächst ohne Berücksichtigung der angenommenen hydrochemischen Veränderungen (Nährstoffmangel und pH-Abnahme: Attribute 25 und 26) ermittelt und erst in einem zweiten Schritt die Gesamtwerte für das Ende der Phase A berechnet.

Spalte 1: Fitneß-Zahl ohne Berücksichtigung der hydrochemischen Parameter (für die ersten Jahre von Phase A bezeichnend)
Spalte 2: Fitneß-Zahl mit Berücksichtigung der hydrochemischen Parameter (für die letzten Jahre von Phase A bezeichnend)

Da der Kriteriumkatalog eine gewisse "Schiefe" aufweist (Summe der möglichen positiven Punkte = +11; Summe der möglichen negativen Punkte = -9), sind die Populationen der Arten mit Fitneß-Zahl +1 und +2 wahrscheinlich bereits stark geschwächt.
In der Phase B ist das Verhältnis zwischen positiven und negativen Eigenschaften ausgeglichener (+8 / -9).
Aus dem Vergleich der Fitneß-Zahlen in Phase A mit und ohne Berücksichtigung der hydrochemischen Eigenschaften wird deutlich, daß die Nährstoffabnahme zwar die Fitness-Unterschiede verstärkt, jedoch die Rangfolge der Arten nicht grundlegend verändert, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß die Arten, die eine aufwendige Phytomasse aufbauen, sowohl durch intensive Störung als auch durch Nährstoffstreß geschwächt werden.

In der folgenden Zusammenstellung wurden die Arten nicht mehr berücksichtigt, die in den Phasen A und B eine negative Fitneß aufweisen, da weder zu erwarten ist, daß sie die intensive Störung der Phase A überstehen, noch daß sie sich durch nachträgliche Einwanderung in B langfristig durchsetzen.

Die angegebenen Fitneß-Zahlen beziehen sich auf Phase B.

Arten mit positiver Fitneß in A und negativer Fitneß in B	
Potamogeton lucens	-1
Potamogeton panormitanus	-1
Alisma gramineum	-1
Zannichellia palustris	-1
Potamogeton acutifolius	-2
Potamogeton obtusifolius	-2
Potamogeton berchtoldii	-2
Ranunculus aquatilis	-3
Potamogeton pectinatus	-3

Arten mit positiver Fitneß in den Phasen A und B	
Eleocharis acicularis	+4
Myriophyllum spicatum	+4
Chara globularis	+3
Potamogeton natans	+2
Nitella flexilis	+2
Potamogeton gramineus	+2
Callitriche hermaphroditica	+1
Potamogeton trichoides	+1
Chara vulgaris	0
Elatine hydropiper	0
Nitellopsis obtusa	0
Nymphaea alba	0
Nymphoides peltata	0
Potamogeton alpinus	0

Elodea canadensis	0
Myriophyllum verticillatum	+1

Arten mit positiver Fitneß in B und negativer Fitneß in A

Unter den Arten mit positiver Fitneß in den Phasen A und B würden folgende durch eine Sömmerung in der Phase C stark geschädigt werden (vgl. Kap. 11.5.3.):

- *Callitriche hermaphroditica*
- *Chara globularis*
- *Nitella flexilis*
- *Nitellopsis obtusa*
- *Chara vulgaris*
- *Potamogeton trichoides*

Nur bei *Potamogeton trichoides*, über dessen Vermögen, keimfähige Samen hervorzubringen, keine Informationen vorliegen, könnte die sommerliche Trockenlegung zum Verschwinden der Art führen. Der Herbstwasserstern und die Armleuchteralgen bilden in großen Mengen Erneuerungsorgane aus, die ihren langfristigen Erhalt im Gewässer sichern.

Mit Ausnahme von *Eleocharis acicularis* und *Myriophyllum spicatum* erreichen sämtliche geprüfte Arten niedrige absolute Fitneß-Werte, so daß leichte Abweichungen vom prognostizierten Arteninventar denkbar sind. Massenentwicklungen von einzelnen Arten, die sich durch hohe Fitneß-Zahlen ankündigen müßten, erscheinen jedoch unwahrscheinlich, so daß ausreichend Freiräume zur Etablierung von konkurrenzschwachen Arten entstehen dürften.
Die einzige Gefährdung könnte von *Eleocharis acicularis* ausgehen, da die Nadelsimse während der Phase A jedes Jahr als Annuelle ein hohes Samenpotential in der Samenbank akkumuliert hat. Möglicherweise könnten sich geschlossene Nadelsimsen-Teppiche entwickeln, die das Aufkommen von Arten unterbinden, die wie *Pillularia globulifera* oder *Elatine hydropiper* aufgrund ihrer Wuchsform einen ähnlichen Lebensraum beanspruchen.
Diese Befürchtung wird durch Beobachtungen aus Brutstreckteichen bestätigt, die zwar durch einen höheren Nährstoffpegel, aber auch durch eine ähnlich lange sommerliche Trockenphase gekennzeichnet sind (vgl. Kap. 8.2.2.).
Sollte sich eine derartige Entwicklung abzeichnen, so müßte an einigen Stellen die obere, mit Nadelsimsen-Samen angereicherte Bodenschicht abgeschoben werden. Kräftigere Isoetiden wie *Littorella uniflora* dürften sich jedoch problemlos auch in geschlossenen Nadelsimsen-Beständen durchsetzen können.

Gelingt es die Nährstoffeinträge aus dem Umland ausreichend zu reduzieren, dürften unter Umsetzung des vorgestellten Konzeptes günstige Entwicklungsbedingungen für oligotraphente oder zumindest mesotraphente aquatische Pflanzengemeinschaften entstehen.
Da in einem ablaßbaren Gewässer die Möglichkeit gegeben ist, durch Pflegesömmerung eine Aushagerung zu erreichen, sind die langfristigen Erfolgsaussichten günstiger als in anderen Gewässern, in denen - trotz größtmöglichen Schutz vor Einträgen - die Nährstoffakkumulation unaufhaltsam fortschreitet. Deshalb muß die Abfolge der Phasen B und C auch nach dem Eintreten erwünschter Ergebnisse unbedingt eingehalten werden.
Geeignete Standorte sind im Bereich der Binnensander der Jungmoränenlandschaft oder der sandigen Altmoränengebiete zu suchen.
Wegen der geringen Einwanderungswahrscheinlichkeit der seltenen Isoetiden kann auf Ansalbungsmaßnahmen vermutlich nicht verzichtet werden.

11.6. Fazit: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes der Fitneß-Analyse

Das Verfahren ermöglicht eine Vorhersage der voraussichtlichen Verharrens- und Entwicklungstendenzen von einzelnen Arten bei Veränderungen der Standortbedingungen.
In allen Vegetationstypen, in denen aufgrund eines raschen Wandels der Standortqualität sich kein Gleichgewicht zwischen Standortbeschaffenheit und Pflanzengemeinschaften einstellen kann, erscheint die Untersuchung des reaktiven Verhaltens der einzelnen Arten als einziger praktikabler Weg zur Prognose der ersten Phasen der Sukzession.

Als Basisdaten dienen die als quasi-konstant betrachteten ökophysiologischen und populationsbiologischen Eigenschaften der Arten.
Diese Informationen müssen nicht bei jedem Planungsvorhaben erneut zusammengetragen werden, wenn sie zuvor in Datenbankform gespeichert wurden. Dadurch kann der notwendige Zeitaufwand erheblich herabgesetzt werden.
Der Umfang und die Qualität der Basisdaten sind entscheidend für die Schärfe der Prognose. Aus Zeitgründen konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung die weiten "Datenfriedhöfe" der ökophysiologischen Forschung nicht annähernd vollständig ausgegraben worden, so daß die Matrix der Artattribute eine noch zu hohe Zahl von Nullstellen enthält. Aus diesem Grund wurde bei der Erörterung der Anwendungsbeispiele auf eine allzu differenzierte Auswertung einzelner Fitness-Werte verzichtet.
Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt auf den Regenerationsstrategien, da davon ausgegangen wird, daß die Pflanzen in diesem Stadium ihres Lebenszyklus am empfindlichsten sind. Jedoch bestehen noch erhebliche Wissenslücken über die Ökologie der Keimling- und Jungpflanzenphasen, die die Qualität der Prognose stark beeinträchtigen können.
Die Datenmatrix ist jedoch ergänzungsfähig, ohne daß an ihrer Grundkonzeption gerüttelt werden muß.

Durch den Vergleich der Prognosen mit den Geländebefunden (vgl. Beispiele Abwachsnutzung und Teichstillegung) zeigt sich, daß die Fitneß-Analyse durchaus realistische Aussagen liefern kann, wobei der Zeitrahmen der zu erwartenden Entwicklungen ohne Berücksichtigung der gesamten ökosystemaren Dynamik des Gewässers nicht genau angegeben werden kann.
Dieses ist ohne aufwendige Meßprogramme **und** validierte Simulationsmodelle jedoch nicht möglich. Aufwendige Quantifizierungen des Ist-Zustandes ohne abgesicherte Extrapolation auf die Zukunft des Standortes sind für die Entwicklung von Managementkonzepten wertlos. Es wird deshalb vorgeschlagen, von vornherein auf unzuverlässige Teilquantifizierungen zu verzichten und die Entwicklungsprognose auf qualitative Merkmale zu stützen.

Das vorgestellte Verfahren eignet sich zur Abschätzung der Konsequenzen von Stillegungen und Managementkonzepten, zur Prüfung der Verträglichkeit von Pflegemaßnahmen und zur Aufdeckung von Imkompatibilitäten unter Entwicklungszielen (vgl. Beispiele 10.5.3. und 10.5.4.). Die Fitneß-Analyse kann deshalb bei der Auswahl von realistischen Planungszielen Hilfe leisten und dadurch die Effizienz vieler Schutzkonzepte erhöhen.
Durch die Fitness-Analyse können in erster Linie Eventualitäten ausgeschlossen werden, indem vorhergesagt wird, welche Arten unter den neuen Standortbedingungen nicht mehr vorkommen werden können. Es kann nicht mit Sicherheit prognostiziert werden, wie sich das Konkurrenzgefüge unter Arten gleicher Fitneß entwickeln wird. Hierfür müßte man wei-

tere Faktoren wie eventuelle phänologische Vorsprünge in den Vegetationsperiode berücksichtigen, die witterungs- und somit zufallsbedingt sein können.
Ein Restzufall und damit eine Unsicherheit der Prognose lassen sich nicht eliminieren, da insbesondere die Einwanderung eine stochastische Komponente aufweist. Dieses ist aber kein spezifisches Problem der Fitneß-Analyse.

Die Fitness-Analyse kann nicht nur im Gewässerbereich angewendet werden, sondern - selbstverständlich unter Berücksichtigung anderer Fitneß-Kriterien - auch auf terrestrische Systeme übertragen werden, die derart einschneidenden Standortveränderungen unterliegen, daß die Prognose sich nicht auf bewährte Sukzessionsmodelle stützen kann. Eine solche Situation tritt in erster Linie bei Brachestadien verschiedener Nutzungsflächen (z.B. Grünland- oder Salzwiesenbrachen) und bei externer Sukzessionslenkung durch pflegerische Maßnahmen auf.

Das Verfahren bietet den Vorteil, Entwicklungsprognosen, die in der jetzigen Planungspraxis aus dem Erfahrungsschatz einzelner Spezialisten entstehen, zu objektivieren und somit nachvollziehbar zu machen. Es lenkt ferner die Aufmerksamkeit auf die selbst in Fachkreisen oft vernachlässigte Frage der Regenerationsstrategien.
Die Fitneß-Analyse stellt jedoch kein einfach zu operationalierendes System von Kriterien und Bewertungsregeln dar, das sich schablonenhaft einsetzen ließe.
Zur Aufstellung des Standortszenarios sowie zur fundierten Definition und Bewertung der Fitneß-Kriterien ist umfangreiches Expertenwissen unerläßlich. Ein Ausbau als EDV-gestütztes Expertensystem könnte die Anwendung durch einen breiteren Personenkreis erleichtern.
Vor dem Hintergrund der gewonnenen Erkenntnisse erscheint dennoch die Forderung nach "einfachen" Entscheidungshilfen und Bewertungskriterien, die oft im Hinblick auf die Bedürfnisse der Planungspraxis formuliert wird (vgl. u.a. MÜLLER & MÜLLER 1992:139), nicht nur auf der wissenschaftlichen, sondern auch auf der unmittelbar planungsrelevanten Ebene als der Komplexität der Materie nicht angemessen und letztendlich naiv. Es ist deshalb zu befürchten, daß die Umsetzung der geforderten "einfachen" Handlungsrichtlinien nicht zu den erwünschten Ergebnissen führt.

12. Naturschutzplanung an Karpfenteichen

Im letzten Abschnitt der vorliegenden Untersuchung wird auf die Frage der Schutzwürdigkeit der extensiven Karpfenteiche im Spannungsfeld zwischen verschiedenen konkurrierenden, raumbezogenen Nutzungsformen und den Zielvorstellungen des Naturschutzes eingegangen.
Die herausragende vegetationskundliche Bedeutung der bearbeiteten Gewässer wurde durch die Inventarisierung der Pflanzenbestände deutlich (vgl. Kap. 7), doch wurde bereits bei der kurzen Einführung über die Tierwelt der Teiche erwähnt, daß die Ziele des vegetationskundlich und des faunistisch orientierten Naturschutzes widersprüchlich sein können (vgl. Kap. 9.6.). Es soll deshalb hier die Frage erörtert werden, inwiefern Kompromißlösungen zur Verwirklichung verschiedener Zielvorstellungen gefunden werden können.
Anschließend werden Ziele der Naturschutzplanung an extensiven Karpfenteichen sowie Maßnahmen für ihre Umsetzung vorgestellt. Kernstück des vorgeschlagenen Planungsablaufs ist die in Kap. 11. beschriebene Fitneß-Analyse, die eine Prognose der Vegetationsentwicklung bei begleitenden Maßnahmen und damit eine Abschätzung der Erfolgsaussichten der angestrebten Ziele ermöglicht.

12.1. Nutzungskonflikte

Als flächenbezogene Nutzung steht die Teichwirtschaft in einem Beziehungsgefüge weiterer Nutzungsansprüche zum Raum, die einerseits ihre Ausübung mittelbar oder unmittelbar einschränken aber andererseits durch sie eine Beeinträchtigung erleiden können.
Im folgenden werden einige charakteristische Konfliktfelder zwischen Teichwirtschaft und weiteren Nutzungsformen erörtert.
Der Begriff "Nutzung" wird hier sehr weit gefaßt, indem auch der Naturschutz als "Nutzung" verstanden wird.

12.1.1. Teichwirtschaft und Landwirtschaft

In früheren Jahrhunderten wurde die Teichwirtschaft oft auf Grenzertragsstandorte abgedrängt, obwohl gute Teichböden grundsätzlich auch ertragreiche Ackerböden sind (HOFMANN 1987:188). Eine Konkurrenz zwischen Land- und Teichwirtschaft besteht heutzutage jedoch nicht mehr, da die Kosten für die Gründung neuer Betriebe durch Karpfenproduktion heute in Schleswig-Holstein kaum zu decken sind (vgl. Kap. 3.3.).

In den letzten Jahrzehnten hat die Teichwirtschaft davon profitiert, daß Pflanzennährstoffe über verschiedene Wege aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in ihre Gewässer eingeschwemmt wurden, so daß an manchen Stellen auf Düngung und Fütterung weitgehend verzichtet werden konnte.
Eine zu starke und unkontrollierbare Nährstoffzufuhr kann jedoch einen höheren Wasserverbrauch zur Erneuerung des Teichwassers und Investitionen zur künstlichen Teichbelüftung nach sich ziehen (vgl. Kap. 5.1.7. und 5.1.8.2.). Die oft zitierten Kurven, die einen potentiellen Anstieg der Fischproduktion parallel zur Eutrophierung belegen, gelten ab einem bestimmten Niveau nur beim Übergang zur intensiven Bewirtschaftungsweise (vgl. BARTHELMES 1991). Kapitalschwache Betriebe, die zu einer Intensivierung der Produktion nicht

in der Lage sind, können eine erhöhte Nährstoffzufuhr nicht nutzen. Gegebenenfalls müssen sie auf diese Belastung mit geringeren Besatzdichten reagieren, wodurch wiederum ihre Existenzfähigkeit bedroht werden kann.

Ferner ist damit zu rechnen, daß die pH-Abnahme des Oberflächenwassers für manche Betriebe der bewaldeten Altmoränengebiete zunehmend zum Problem wird. Diese Entwicklung ist in Schleswig-Holstein vor allem als Folge der zunehmenden Versauerung insbesondere der schwach gepufferten Waldböden zu fassen, die auf die intensive Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen ist (JENSEN-HUSS 1990:154ff). Über den unmittelbaren Einfluß der niedrigen pH-Werte hinaus muß ferner die erhöhte Mobilität verschiedener Metalle im Boden, insbesondere des für Fische akut toxischen Aluminiums berücksichtigt werden. Untersuchungen zu den pH-Werten von Waldböden haben gezeigt, daß die Mehrzahl der Buchenwaldböden Schleswig-Holsteins sich bereits im Al-Pufferbereich befindet (pH 3,0 bis 4,2) (JENSEN-HUSS 1990:155). Als Folge der Versauerung mußten einige Teichwirte in den letzten Jahren ihre Aufwendungen für Kalkung merklich erhöhen (mündliche Mitteilungen). Bislang sind jedoch nur die Anlagen der basenarmen, forstwirtschaftlich genutzten Bereiche der Altmoränenlandschaft von dieser Entwicklung betroffen.

Der Fortbestand einer extensiven Teichwirtschaft kann von einer intensiven Landwirtschaft in Frage gestellt werden. Das Koexistieren beider Nutzungsformen in enger Nachbarschaft ist langfristig vermutlich nicht aufrechtzuerhalten.

12.1.2. Teichwirtschaft und Freizeitnutzung

Soweit Teichanlagen nicht eingefriedet sind, dürfen nach geltendem Recht die Privatwege von Spaziergängern betreten werden (GILDEMEISTER 1991:7). Die Teiche selbst stellen in der Regel private Produktionsflächen dar, die nur unter Einwilligung des Besitzers bzw. des Pächters einer Freizeitnutzung zugänglich sind.
Einige Teichanlagen im Naturpark Aukrug (Kreis Rendsburg-Eckernförde) werden von Wanderwegen gestreift. Der Besucherandrang bleibt jedoch gering, obwohl die terrassenartig angelegten Teiche mit unregelmäßiger Uferlinie einen landschaftsästhetischen Reiz besitzen und die einzigen Stillgewässer in dieser Region darstellen.

Aus verständlichen Gründen ist das Angeln in teichwirtschaftlich genutzten Gewässern untersagt.
Jegliche Störung der Karpfen während der winterlichen Ruhephase muß vermieden werden. Im Winterhalbjahr führen nur die Winterungen und die Brutstreckteiche Wasser, so daß die Eisflächen von geringer Ausdehnung und für Schlittschuhläufer kaum verlockend sind.

Weitere Freizeitnutzungen wie Baden, Surfen oder Bootfahren finden an Fischteichen in Schleswig-Holstein nicht statt, da der Bedarf durch die nahen Nord- und Ostsee sowie durch zahlreiche größere und meist einladendere Seen ausreichend gedeckt wird. Die starken Trittschäden, die von PFADENHAUER et al. 1985 aus Baden-Württemberg beschrieben wurden, sind deshalb im Untersuchungsgebiet in der Regel nicht zu verzeichnen. Eine Ausnahme bildet in dieser Hinsicht der Mönchteich bei Trittau (TK 25 2328 Trittau), dessen Ufervegetation durch Erholungssuchende weitgehend zerstört worden ist. Ausschlaggebend

ist die freie Zugänglichkeit des Gewässers, die im Kontrast zur allgemeinen Situation im Großraum Hamburg steht, wo fast alle Uferzonen der Teiche und Seen zu privaten Garten- bzw. Parkanlagen gehören. Dadurch konzentriert sich ein großer Besucherdruck auf den Mönchteich, der durch eine freie Badestelle mit entsprechender Infrastruktur (Gaststätte, Parkplätze, Wanderwege) zusätzlich verstärkt wird.

Einige ehemals teichwirtschaftlich genutzte Gewässer wurden in offizielle Badeanstalten umgewandelt (Bredenbeker Teich, TK 25 2327 Ahrensburg, Reinbeker Tonteich TK 25 2427 Glinde). Die hygienischen Vorschriften für zugelassene Badeanstalten sind mit einer teichwirtschaftlichen Nutzung nicht zu vereinbaren.

Die Kompatibilität von Erholungsnutzung und Teichwirtschaft ist insgesamt als gering einzustufen. Die reichliche Ausstattung Schleswig-Holsteins mit natürlichen Gewässern sorgt jedoch für eine weitgehend konfliktfreie Situation.

12.1.3. Teichwirtschaft und Naturschutz

12.1.3.1. Gewässerschutz

Grundsätzlich stellt die Teichwirtschaft eine Nutzungsform dar, die Oberflächenwasser benötigt und dem Gewässernetz nach Nutzung wieder zuführt, wobei sich die teichwirtschaftliche Nutzung in der Regel negativ auf die Wasserqualität auswirkt.

Wenn auch die extensive Karpfenproduktion gewisse Ansprüche an die Reinheit des Zulaufwassers stellt, so gilt allgemein, daß die Anforderungen der Teichwirtschaft an der Wasserqualität von wenigen Ausnahmen abgesehen (z.B. Al-Konzentration) mit der Nutzungsintensität steigen, weil die Steuerbarkeit der biologischen Vorgänge im Teich bei hohen Besatzdichten zunehmend an Bedeutung gewinnt (vgl. BOHL 1982:289).
Wegen der bei hohen Besatzdichten notwendigen, zumindest zeitweiligen Durchströmung der Teiche verbraucht die intensive Nutzung große Mengen von qualitativ hochwertigem Wasser und führt dagegen dem Vorfluter stark belastetes Wasser wieder zu. Intensive Teichwirtschaft ist deshalb ohne Abwasserreinigungsvorrichtungen unterhalb der Teichanlagen mit dem Ziel der Reinhaltung der Oberflächengewässer nicht zu vereinbaren.
Dieses gilt insbesondere für Forellenzuchtanlagen, wobei die Karpfenintensivhaltung bezüglich ihrer Abwasserproduktion nur geringfügig hinter der Forellenintensivhaltung zurücksteht. So muß bei einer Jahresproduktion von 1 t Zuwachs mit einer Gesamtbelastung von 50 bis 120 Einwohnergleichwerten gerechnet werden (ZIEMANN 1989:89). Da dieser Wert den Jahresdurchschnitt wiedergibt, muß berücksichtigt werden, daß infolge der intensiveren Stoffwechselaktivität der Fische im Sommerhalbjahr bedeutend höhere Nitrat- und Phosphatmengen freigesetzt werden. Bei Forellenmast liegt Phosphor im Teichabwasser zu 70% im Schlamm partikulär gebunden vor, Stickstoff dagegen nur zu 10 bis 15% (ZIEMANN 1989:89). Wegen der großen Abwassermengen bieten Schlammauffangvorrichtungen unterhalb der Teiche keinen ausreichenden Gewässerschutz, so daß zusätzlich biochemische Verfahren der Wasserreinigung notwendig sind.

Bezüglich der extensiven Karpfenproduktion stehen sich widersprüchliche Ansichten gegen-

über, die von ZINTZ 1986 zusammengetragen wurden. Extensiv bis semi-intensiv genutzte Teiche sind stehende Gewässer, die deshalb weniger Wasser verbrauchen. Wenn sie einen Umlaufgraben besitzen, geben sie während der Produktionsperiode kein Wasser an den Vorfluter ab. Während einige Autoren davon ausgehen, daß bei extensiver bis semi-intensiver Nutzung Karpfenteiche keine Vorfluterbelastung bedeuten und sogar zu einer bedeutenden Nährstoffelimination führen (KAINZ 1985), konnten andere Untersuchungen nachweisen, daß insbesondere zum Zeitpunkt des Ablassens beträchtliche Nährstoffmengen in die Vorfluter gelangen können (LENHART & STEINBERG 1982, zit. nach ZINTZ 1986).
Diese Unsicherheit veranlaßt die meisten Autoren zu der Forderung, Schlammabsetzbecken unterhalb der Teichabflüsse anzulegen (u.a. BOHL 1985). Da die insgesamt abgegebenen Wassermengen weitaus geringer als bei Durchströmungsanlagen sind, mag die einfache Reinigung durch Absetzen der Schlämme unter Vernachlässigung der gelösten Frachtanteile vertretbar sein.
Bei schwachen Gefällsverhältnissen kann die Anlage von Schlammabsetzbecken Schwierigkeiten bereiten. Die geforderte Maßnahme sollte nicht als Anlaß für eine weitreichende Tieferlegung des Abflusses und somit für eine Entwässerung von Feuchtgebieten unterhalb der Teichanlage mißbraucht werden.
Da das Ablassen der Teiche in Schleswig-Holstein von Oktober bis November stattfindet, ist aufgrund der tiefen Temperaturen nur mit einem geringen Abbau der Belastung in den Fließgewässern zu rechnen. Die ausgeschwemmten Nährstoffe werden wegen der ablaßbedingten stark erhöhten Wasserführung der Bäche des Östlichen Hügellandes vermutlich ohne Verzögerung und Reinigung in die küstennahen Bereiche der Ostsee verfrachtet, während die mitgeführten Schwebstoffe aus den Teichabwässern der Geest sich im Unterlauf der durch Stauwehren regulierten Marschauen akkumulieren.

ZINTZ 1986 weist auf eine weitere Belastungsquelle hin, die in Teichen ohne Umlaufgräben auf die stetige Wasserabgabe durch den Überlauf zurückzuführen ist. Insbesondere bei wiederholten, auch kurzfristigen Sauerstoffengpässen im Gewässer können Phosphate durch Rücklösung aus dem Sediment in den Vorfluter gelangen (ZINTZ 1986:428). Eine vergleichbare Situation ist in den traditionellen Anlagen der Jungmoränenlandschaft auch in Schleswig-Holstein gegeben, während die jüngeren Geest-Anlagen Umlaufgräben besitzen.

Systematische hydrochemische Ausflußmessungen an Karpfenteichen liegen für Schleswig-Holstein nicht vor.
Die vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (LAWAKÜ) veröffentlichten Gütelängsschnitte einiger Fließgewässersysteme wurden nach einem Anstieg der Belastung unterhalb von Karpfenteichanlagen geprüft. Da die Probestellen nicht hinsichtlich der Gewässerbelastung durch die Teichwirtschaft ausgewählt wurden, konnte die Überprüfung nur wenige stichhaltige Ergebnisse bringen. Ferner wurden die Messungen grundsätzlich an wenigen Tagen im Sommerhalbjahr durchgeführt, so daß die Auswirkungen des herbstlichen Ablassens nicht erfaßt werden.
Ausgewertet wurden die Gütelängsschnitte der Stör (LAWAKÜ 1978), der Hagener Au (LAWAKÜ 1986b), der Mühlenau (LAWAKÜ 1986a), der Linnau (LAWAKÜ 1980a) und des Trittauer Mühlenbaches (LAWAKÜ 1980b), deren Einzugsgebiete besonders reich an Karpfenteichen sind.

Grundsätzlich läßt sich feststellen, daß die Phosphat-Werte unterhalb der Teichanlagen

geringer als oberhalb sind, was die These bestätigen würde, nach welcher Karpfenteiche als Phosphorfalle wirken. Die Belastung mit organischen Stoffen kann im Einzelfall jedoch stark ansteigen.
Stellvertretend werden hier die Werte für die Mühlenau genannt, die besonders aussagekräftig sind, da zwei Meßstellen unmittelbar oberhalb und unterhalb der ca. 35 ha großen und semi-intensiv bewirtschafteten Bokelholmer Fischteiche gewählt wurden:

Datum: 1.10.85	oberhalb der Anlage	unterhalb der Anlage	nach 3 km Flußstrecke
BSB_2 (unfilt) mg/l	2,2	5,0	2,4
BSB_5 (unfilt) mg/l	2,8	8,1	3,1
PO_4-P mg/l	0,16	0,05	0,038

aus: LAWAKÜ 1986a

Obwohl die Autoren der Studie davon ausgehen, daß die Teichanlage keine Belastung für die Mühlenau bedeutet (LAWAKÜ 1986a:4), fällt der Anstieg der BSB-Werte auf, der nach 3 km Strecke durch überwiegend schwach besiedelte Gebiete noch nicht vollständig ausgeglichen wurde.
Es kann jedoch festgehalten werden, daß die Größe der zusammenhängenden Teichfläche und die Intensität der Bewirtschaftung in Bokelholm für Schleswig-Holstein eher eine Ausnahme darstellen, so daß mit keiner nennenswerten Vorfluterbelastung durch die meist kleineren Karpfenteichanlagen während der Bespannungszeit zu rechnen ist.

Eine Aufgabe der Nutzung bei unverminderten Nährstoffeinträgen aus dem Teichumland würde insbesondere in der intensiv landwirtschaftlich genutzten Jungmoränenlandschaft die Faulschlammbildung und die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment fördern. Im Falle der Geest-Teiche mit überwiegend sandigen Gründen und vergleichsweise niedrigen Belastungen aus dem Umland spielt die biologische Reinigungsfunktion der Teiche in bezug auf die Wasserqualität des Vorfluters eine geringere Rolle, so daß hier aus der Sicht des Gewässerschutzes positive Auswirkungen von einer Bewirtschaftungsaufgabe zu erwarten sind.
Ohne exakte Bilanzierungen lassen sich keine endgültigen Aussagen zur Verträglichkeit von Gewässerschutz und extensiver teichwirtschaftlicher Nutzung formulieren. Ob die biologische Nährstoffeliminierung oder eine Vorfluterbelastung überwiegt, muß vermutlich für jede Teichanlage geprüft werden, da bei gleichen Besatzdichten und Fütterungsmengen beispielsweise die Geschwindigkeit des Ablassens, die Sedimentbeschaffenheit und die Beckenmorphologie einen unterschiedlich hohen Schlammaustrag bewirken können.

12.1.3.2. Schutz der Tiergemeinschaften

Die Teichwirtschaft hat unter vielen Naturschützern einen schlechten Ruf, wobei die meisten Einwände von Zoologen gebracht werden. Es wurde bereits im Zusammenhang mit der faunistischen Bedeutung der untersuchten Teiche darauf hingewiesen, daß diese zum Teil berechtigte Kritik nicht uneingeschränkt für sämtliche Formen der Teichnutzung gelten darf.

Vegetationskundler haben sich bislang wenig zum Thema der Verträglichkeit von Naturschutz und Teichwirtschaft geäußert. Die wenigen Untersuchungen, die sich mit dieser Frage befaßt haben (FRANKE 1987, KONOLD 1987, VAHLE 1991), kommen zu einem differenzierteren Urteil.

Die wesentlichen Aspekte des Konfliktfeldes Fauna-Teichwirtschaft wurden bereits in Kap. 9. besprochen, so daß hier nur die wichtigsten Punkte in kurzer Form wieder aufgegriffen werden.
Die Kritik des Naturschutzes artikuliert sich im wesentlichen um folgende Maßnahmen der Teichwirtschaft:

- Kalkung,
- Fütterung,
- regelmäßiges Ablassen,
- Zurückdrängen der Röhrichte,
- Pestizideinsatz,
- gezieltes Vernichten bestimmter Fischfeinde.

In Kap. 4.3. und 5. wurde auf die Begründung dieser Maßnahmen aus teichwirtschaftlicher Sicht eingegangen, wobei manche Maßnahmen in den untersuchten Gewässern nicht durchgeführt werden (z.B. Vernichtung von Amphibienlaichballen oder Pestizideinsatz).
Um eine undifferenzierte Verurteilung zu vermeiden, müssen die Eingriffe im Zusammenhang mit ihrer Intensität und mit den Eigenschaften der Standorte betrachtet werden.

Bezüglich der Kalkung muß zwischen verschiedenen Formen unterschieden werden. Der Branntkalkeinsatz ist ökologisch bedenklichlicher als die Verwendung von $CaCO_3$.
In bereits gut gepufferten Teichen führt die Kalkung aufgrund der CO_2-Anreicherung zu einer indirekten Düngung des Gewässers und bedeutet den Beginn einer Eutrophierungsspirale, die wiederum weitere Kalkungen zur Pufferung des Systems notwendig erscheinen lassen (vgl. Kap. 5.1.7.). In waldnahen Teichanlagen der Altmoränenlandschaft ist dagegen bei Kalkungsverzicht mittelfristig mit einem Abfall des pH-Wertes unter 5 zu rechnen, der nicht nur jegliche Karpfenhaltung verbieten würde, sondern auch für die gesamte Lebensgemeinschaft von Nachteil wäre. Deshalb werden auch aus Gründen des Naturschutzes bei niedrigen pH-Werten des Zulaufwassers (3,9 bis 4,4) Kalkungen durchgeführt, wobei allerdings Calciumcarbonat anstelle von Branntkalk verwendet wird (CLAUSNITZER 1983:129).

Die Zurückdrängung der Röhrichte ist der strittigste Punkt in der Auseinandersetzung zwischen Tierschützern und Teichwirten, weil Verlandungszonen als Brut- und Rückzugshabitate für bedrohte Vogelarten, als Fluchtzonen vor Freßfeinden für Amphibienlarven und für das Reproduktionsverhalten vieler Insektenarten wie Libellen unentbehrlich sind. Dabei ist zu berücksitigen, daß die Strukturvielfalt der dabei entstehenden Verlandungsbestände nicht derjenigen der naturnahen Verlandungszonen gleichzusetzten ist (vgl. Kap.10.).
Insbesondere in nährstoffreichen Gewässern bedeutet der vollständigen Verzicht auf Röhrichtbekämpfung den kurzfristigen Verlust großer Produktionsbereiche und mittelfristig der gesamten freien Wasserfläche. In vielen Fällen wurde der Widerspruch zwischen Bedarf an freien Wasserflächen und ausgedehnten Röhrichtzonen so gelöst, daß unter Naturschutzobhut Entlandungsmaßnahmen durchgeführt wurden (CLAUSNITZER 1983:129).
So wurden maschinell 10 m breite und 1 m tiefe Schneisen im Naturschutzgebiet Wollmatin-

ger Ried (Baden-Württemberg) angelegt (HÖLZINGER 1987:344ff). Diese aus avifaunistischer Sicht optimale "Teichanlage" unterliegt einer künstlichen Wasserstandsregulierung, um Gelege vor den natürlichen Pegelschwankungen des Bodensees zu schützen, so daß einige Bereiche des Naturschutzgebietes ihrer natürlichen Dynamik entzogen wurden.
Jede Entlandung ist mit dem Einsatz von schweren Maschinen und mit dem Problem der Entsorgung der Schlamm- und Pflanzenmassen verbunden, die als organische Abfallstoffe eine ordnungsgemäße Lagerung erfordern. Hier wird deutlich, daß auch der Artenschutz keine konfliktfreie "Nutzung" darstellt muß.

Konflikte zwischen verschiedenen Artenschutzmaßnahmen

Konfliktsituationen können ebenfalls entstehen, wenn Tiergruppen mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen am selben Ort erhalten werden sollen.

Die Untersuchungen von CLAUSNITZER 1983 zu den Auswirkungen von verschiedenen Teichnutzungsarten auf Tierpopulationen in einem Streckteich in Niedersachsen besitzen in dieser Hinsicht exemplarischen Wert.
Das Gewässer wurde zu Naturschutzzwecken gepachtet und sollte fortan als "Nährbiotop" für Störche und Graureiher dienen, weshalb ein Besatz mit K_1 durchgeführt wurde. Der Teich wurde nicht mehr abgelassen, so daß ein Teil der Fische zu adulten Karpfen heranwuchsen, die nach Ausbleiben der Getreidefütterung die Naturnahrung und darunter die Amphibienlarven stark dezimierten. Der Verlust war besonders gravierend, da unter teichwirtschaftlicher Nutzung (mit Branntkalkeinsatz, Phosphatdüngung, Fütterung, Winterung und Mahd der Ufervegetation im Sommer) über Jahrzehnte neun Lurcharten sich erfolgreich im Gewässer hatten vermehren können.
Es wurde deshalb beschlossen, eine Fütterung der Karpfen vorzunehmen, um den Fraßdruck der Fische auf die Amphibien abzusenken. Bei Fütterung fraßen die trägen Karpfen lieber das Getreide, so daß eine ausreichende Vermehrung der Lurche gesichert war. Da nahgelegene Ersatzlaichgewässer von den Amphibien nicht angenommen wurden, wurde beschlossen, auf den Fischbesatz zu verzichten, was jedoch bald den Fortzug der Vögel nach sich zog, die ursprünglich am Standort geschützt werden sollten. Libellen und Mollusken profitierten eindeutig von der dritten Nutzungsvariante. Die Amphibienzahlen nahmen ebenfalls wieder zu (CLAUSNITZER 1983:133).

An diesem Beispiel wird deutlich, daß Förderungsmaßnahmen für bestimmte Tiergruppen im Rahmen von Artenschutzprogrammen auch konfliktträchtig sein können. Da sich weder eine wissenschaftliche noch eine ethische Begründung dafür finden läßt, weshalb eine gefährdete Art eher zu erhalten sei als eine andere, ebenfalls bedrohte Art, werden die Konflikte meisten dadurch gelöst, daß der "Sympathie-Wert" derjenigen Arten, die über die stärkste Lobby verfügen, die Entscheidung stark beeinflußt: KAULE 1991 spricht in diesem Zusammenhang von einem "Bambi-Effekt".
Die Tatsache, daß ein Entscheidungszwang besteht, ist eine Folge des Flächenmangels, unter dem der Naturschutz leidet und der das Bestreben verständlich macht, möglichst viele Schutzziele auf einer Fläche verwirklichen zu wollen. So wird wie im geschilderten niedersächsischen Beispiel versucht, vollständige Nahrungsketten auch in einem Gebiet aufrechtzuerhalten, das dafür die Grundlage nicht bietet.

Die Konflikte zwischen verschiedenen Zielsetzungen in der Naturschutzarbeit sind deshalb nicht primär im Wesen der Schutzziele selbst begründet, sondern sind als Ausdruck der zunehmenden Verarmung der Kulturlandschaft an ökologisch wertvollen Flächen zu bewerten.

12.2. Zur Schutzwürdigkeit von bewirtschafteten Karpfenteichen

Viele Autoren betonen, daß sich aus ehemals teichwirtschaftlich genutzten Gewässern schutzwürdige Lebensräume entwickeln können (z.B. FRANKE 1987, KAULE 1991, ROWECK et al. 1988). Die Betrachtung beschränkt sich jedoch auf Ausnahmefälle, in denen die Verlandung wegen schwacher Nährstoffeinträge aus dem Umland und einer Tendenz zur Dystrophierung sehr langsam verläuft.

REICHEL & WALTER (1990) gehören zu den wenigen Bearbeitern, die die Bedeutung der submersen Vegetation in Teichen hervorheben. Sie schlagen die Ausweisung von Teichen als Naturschutzgebiete vor, um den Einfluß der Nutzung zum Schutz der submersen Vegetation auszuschalten (REICHEL & WALTER 1990:235). Die Maßnahme ist als Abwendung einer Intensivierung der Nutzung zwar vorläufig sinnvoll. Wie in Kap. 10. gezeigt wurde, würde eine vollständige Aufgabe der Nutzung allerdings ebenfalls sowohl durch fortschreitende Endotrophierung als auch durch Versauerung zur Vernichtung des Schutzobjektes führen.
Die Aufgabe der Nutzung wurde bisher - von wenigen Ausnahmen abgesehen (z.B. KONOLD 1987) - als Voraussetzung für die Schutzwürdigkeit betrachtet, so daß die Frage nach der Schutzwürdigkeit von bewirtschafteten Teichen an dieser Stelle nicht überflüssig erscheint.

12.2.1. Schutzziele bei bereits unter Schutz gestellten Teichen

In Schleswig-Holstein stehen mehrere genutzte Karpfenteiche unter Naturschutz. Sie wurden in erster Linie aufgrund ihrer Vogelpopulationen als NSG ausgewiesen.
Den Bedürfnissen des Vogelschutzes entsprechend sind die Auflagen an die Fischereipächter auf den Erhalt der Ufervegetation ausgerichtet. Es bestehen keine Einschränkungen bezüglich der Besatzdichten, die jedoch insgesamt sehr hoch - in bezug auf Ansprüche des Gewässerschutzes sogar zu hoch - sind. Maßnahmen, die zur Minderung der schleichenden Nährstoffeinträge aus den umliegenden Ackerflächen geeignet wären, wurden bislang nicht unternommen. Die Ausweisung als Naturschutzgebiet ist deshalb als Maßnahme des Artenschutzes und nicht des Ökosystemschutzes einzustufen.

Ein Beispiel für die Übernahme von traditionellen Bewirtschaftungsweisen liefern die Managementpläne zur Pflege der Meißendorfer Teiche in Niedersachsen. Die Teichanlage und ihr Umland wurden aufgrund ihrer ornithologischen Bedeutung in das seit 1979 bestehende Förderprogramm zur "Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung" aufgenommen. Das Schutzgebiet umschließt eine Gesamtfläche von 1 100 ha, darunter knapp 400 ha Teichflächen (MENNEKING 1982:389). Das Gebiet wurde durch Bereitstellung von Bundesmitteln gekauft. Bestehende Nutzungen wurden eingestellt. Die Pflegeeingriffe sollten sich auf die Dammpflege

und einer Regulierung der Schilfbestände beschränken. Diese Maßnahmen hatten das Ziel, "die naturgemäße Entwicklung zu ermöglichen" (MENNEKING 1982:391). Der 1982 veröffentlichte Pflegeplan wurde jedoch abgewandelt, da aus BLAB et al. 1991 zu entnehmen ist, daß die Teiche turnusmäßig mehrere Monate im Winter abgelassen werden, damit der Boden durchfriert (BLAB et al. 1991:3) und die Verlandungsgeschwindigkeit herabgesetzt wird. Hier wird deutlich, daß zum Erhalt der freien Wasserflächen von der Vorstellung der "naturgemäßen" Entwicklung Abkehr genommen werden mußte.

Bewirtschaftete Teiche unterliegen in den meisten Naturschutzkonzepten einer Instrumentalisierung: Sie haben als Nahrung- und Brutbiotop für Vögel eine Funktion zu erfüllen. Weitere Eigenschaften, die für die Avifauna von geringerer Bedeutung sind, werden nicht berücksichtigt.
Der Umstand, daß einige Teiche als Naturschutzgebiete ausgewiesen wurden, sollte nicht darüber hinweg täuschen, daß ihnen kein selbständiger Schutzwert als gewachsene Lebensgemeinschaft im Gleichgewicht mit einer traditionellen Nutzungsform zuerkannt wird. Diese Grundeinstellung kommt durch die Überschrift eines Berichtes über den Lebrader Teich (TK 25 1728 Selent) "NSG "Vogelfreistätte Lebrader Teich" - mehr als nur ein Fischteich" besonders deutlich zum Ausdruck (THIESSEN 1988).

12.2.2. Kriterien zur Bewertung der Schutzwürdigkeit

Die Schutzwürdigkeit von Landschaftsausschnitten wird gewöhnlich anhand folgender Kriterien geprüft (vgl. u.a. KAULE 1991):

- Seltenheit,
- Artenvielfalt,
- Gefährdungsgrad der vorkommenden Arten,
- Naturnähe,
- Strukturvielfalt,
- Alter,
- Regenerierbarkeit, Ersetzbarkeit,
- Erhaltbarkeit (Lage und Größe des Gebietes),
- Repräsentativität.

Diese Kriterien sind nicht zur Bewertung aller Lebensräume gleichermaßen sinnvoll. So sind intakte Hochmoore bekanntlich von Natur aus artenarm und Heiden als anthropogene Formationen nicht am Kriterium der Naturnähe zu messen.
Der Schutzwert von Teichen wird in der Regel anhand der gleichen Kategorien gemessen, die für die Bewertung von natürlichen Gewässern herangezogen werden. Inwiefern dieses Vorgehen für Elemente der Kulturlandschaft sinnvoll ist, wird im folgenden diskutiert.

12.2.2.1. Bewertungskriterien Alter des Lebensraums und Ersetzbarkeit

Die Vegetation der untersuchten Karpfenteiche ist nicht mit jungen Pionierstadien der Gewässervegetation gleichzusetzen, die sich in den ersten Jahren der Sukzession beispiels-

weise in gefluteten Kiesgruben entwickeln. Bei Berücksichtigung der Bewirtschaftungsunterbrechung im 19. Jahrhundert sind die schleswig-holsteinischen Teiche in der Regel ca. 100 Jahre alt. Wie in Kap. 3.1. dargestellt wurde, kann im Einzelfall die Erstanlage auf das 13. Jahrhundert zurückgehen.
Da bei sachkundiger Bewirtschaftung unter extensiver Nutzung Entlandungen nicht notwendig sind, sind alte Teiche artenreicher als echte Pionierstandorte. Aufgrund der alljährlichen pionierartigen Dynamik der Bestände konnte sich die Samenbank des Gewässers über längere Zeiträume aufbauen. Dieses wird durch die Beobachtungen von HIEMEYER 1987 bestätigt, der die Flora von 10 Jahre alten Teichen bei Augsburg mit derjenigen von bis zu 500 Jahre alten Anlagen verglich. Während sich der Grund der alten Teiche nach sommerlichem Trockenfallen mit typischen Beständen der Zwergbinsen-Gesellschaften rasch begrünte, blieb der gesömmerte Grund der jungen Gewässer trotz optimaler Bedingungen 6 Wochen lang vegetationslos und wurde schließlich durch terrestrische Arten aus der Teichumgebung besiedelt (HIEMEYER 1987:50). Zu vergleichbaren Ergebnissen kam GODWIN 1923, der die Flora von unterschiedlich alten Teichen in Südengland inventarisierte.

Bei der Bewertung muß ferner berücksichtigt werden, daß die Einwanderung von Arten sich im wesentlichen aus dem Potential des Umlandes ergibt. Je ärmer das Umfeld eines Gewässers an Arten und an vergleichbaren Lebensräumen ist, umso geringer ist die Wahrscheinlichkeit, daß sich seltene und konkurrenzschwache Sippen ansiedeln, bevor euryöke Arten die vorhandenen Freiräume besetzen. Die Vegetation der in der heutigen Zeit isolierten, älteren Teiche spiegelt somit durch ihr Artenspektrum einen vergangenen Gesamtzustand der Landschaft wider, der beim Verlust nicht durch Neuanlage von "Ersatzgewässern" ausgeglichen werden kann.

Eine in der Naturschutzplanung verbreitete Annahme, nach welcher die Ersetzbarkeit von Systemen mit dem Alter der Bestände ab- und deshalb ihr "Naturschutzwert" zunimmt, trifft für solche "alte" Systeme nicht zu, die wie Teiche durch die zyklische Wiederkehr von juvenilen Stadien charakterisiert sind.
Die gleiche Problematik stellt sich bei Ackerrandstreifen, die nach Erschöpfung des ursprünglichen Samenpotentials auch nur von euryöken "Unkräutern" des Umlandes besiedelt werden, so daß die artenreiche Ackerbegleitflora, die eine mit derjenigen der Teichflora vergleichbare Dynamik aufweist, auch nicht mehr durch Bereitstellung geeigneter Wuchsorte beliebig wieder "hergestellt" werden kann.

12.2.2.2. Bewertungskriterium Seltenheit und Gefährdung der vorkommenden Arten

Gemessen am Vorkommen von seltenen und bedrohten Arten erscheinen extensive Karpfenteiche als sehr schützenswert (vgl. Kap. 7.1. für Pflanzen und Kap. 9. für Tiere). Es konnten zahlreiche Arten nachgewiesen werden, die an ihren ursprünglichen, natürlichen Wuchsorten bedroht bzw. verschwunden sind und nur dank der besonderen nutzungsbedingten Dynamik in Teichen weiter existieren können. Dieses gilt insbesondere für Arten, die urwüchsig in natürlichen periodischen Gewässern der Flußauen waren und in Teichen somit apophytisch auftreten.

Unabhängig davon, ob utilitaristische (z.B. zukünftige Nutzung des Genpotentials, vgl. WEGENER 1991:19) oder ethische Erwägungen zur Rechtfertigung des Artenschutzes herangezogen werden, bieten genutzte Teiche die Möglichkeit, durch Ausschaltung der konkurrenzbedingten Selektion mesotraphente Arten zu erhalten, solange die Nährstoffeinträge in Gewässer noch nicht soweit flächenhaft unter Kontrolle stehen, daß keine Gefährdung konkurrenzschwacher Pflanzen an ihren natürlichen Standorten mehr besteht.

Bezieht man das Kriterium der Seltenheit und des Gefährdungsgrades auf die Nährstoffversorgung der Gewässer, so sind Fischteiche als nährstoffreiche Systeme gewiß nicht so selten wie oligotrophe natürliche Gewässer, die ohne Zweifel eines besonderen Schutzes bedürfen. Dieses bedeutet jedoch nicht, daß die Vegetation der nährstoffreichen Gewässer nicht potentiell bedroht sei. Die Vergleichskartierungen an Kleinseen der Jungmoränenlandschaft zeigte, daß die submerse Vegetation dort fast verschwunden ist. Die untersuchten Teiche desselben Landschaftsraums befinden sich diesbezüglich in einem vergleichsweise guten Zustand, der in Schleswig-Holstein sonst nur noch bei einigen bedeutend größeren Seen vorliegt.
In Anbetracht der unverminderten, schleichenden Nährstoffeinträge in Gewässer erscheint es mittlerweile angebracht, Schutzkonzepte auch für Lebensgemeinschaften der eutrophen Systeme zu entwickeln. Die Erfahrung zeigt, daß das, was heute scheinbar noch im Überfluß vorhanden ist, morgen knapp werden kann: So wurden in den Niederlanden noch bis in die 50er Jahre hinein Schulkinder zum Ausstechen der auf den Weiden wuchernden Orchideen eingesetzt (HAMPICKE 1991:11).

12.2.2.3. Bewertungskriterium Naturnähe

Der ökologische Wert von künstlichen Gewässern wird in der Regel an der Ausbildung der Verlandungsgesellschaften gemessen. Als hervorragende Endglieder der Sukzession werden Übergangsmoore in der Oberpfalz genannt (KAULE 1991:164).
Im Zuge der Entwicklung von älteren, stabileren Biocoenosen nimmt in der Regel die Vielgestaltigkeit durch die Ansiedlung von Röhrichten, Weidengebüschen und Erlenbruchwäldern und somit der Grad der Naturnähe zu. Am Beispiel der untersuchten Gewässer konnte allerdings gezeigt werden, daß die Übertragung der natürlichen Verlandungsreihen auf stillgelegte Teiche in vielen Fällen nicht zulässig ist und daß eine Zunahme der Strukturvielfalt und der Naturnähe nach Aufgabe der Nutzung nicht automatisch eintritt (vgl. Kap. 10.1.4.). Der Zugewinn an Röhrichtflächen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit mit dem Verlust der submersen Vegetation verbunden.
Im Sinne einer Naturschutzphilosophie, die dynamische Aspekte integriert (vgl. REMMERT 1991), müßte dem Verlandungsprozeß der Vorrang vor einer statischen, auf dem standörtlichen Erhalt bestimmter Strukturen fixierten Konzeption gegeben werden und demzufolge der Verlust der submersen Vegetation akzeptiert werden. Vor dem Hintergrund der Geländebeobachtungen scheint jedoch ihr Verschwinden nicht durch die überwiegend strukturarmen und von wenigen euryöken Arten dominierten folgenden Stadien der Sukzession ausgeglichen zu werden, die ebenfalls als naturfern einzustufen sind.
Die Argumentation des Nicht-Eingreifens in natürliche Sukzessionsprozesse ist in bezug auf großflächige, naturnahe Ökosysteme zweifellos berechtigt. Es ist jedoch allgemein bekannt, daß sie nicht ohne Einschränkungen auf Formationen der Kulturlandschaft wie Heiden, Niederwälder oder Grünländereien übertragen werden darf, derer Erhaltung Pflegemaßnah-

men bzw. die Fortführung der Nutzung erfordern (vgl. KAULE 1991:250).

Im Falle der genutzten Teiche geht das grundsätzliche Mißverständnis darauf zurück, daß die Teichwirtschaft nicht als Nutzungsform, sondern im Extremfall als Raubbau an den Gewässern angesehen wird.
Während der ökologische Wert einer Feuchtwiese oder einer Ackerfläche am Vorkommen der charakteristischen, nutzungsabhängigen Lebensgemeinschaften und nicht am Fehlen der Arten späterer Sukzessionsstadien gemessen wird, erfolgt die Bewertung der Teiche bisher jedoch durch einen Vergleich mit der Ausstattung der natürlichen Gewässer. Ihr Wert wird dementsprechend an der Ausbildung einer lehrbuchmäßigen Gürtelabfolge der Vegetationszonen - freie Wasserfläche - Schwimmblattzone - Röhricht - Erlenbruch - gemessen. Die Teiche sind diesbezüglich meist "unvollständig" und werden deshalb als geringwertig eingestuft (REICHEL 1984). Damit erfolgt eine Verwechslung der Bewertungskategorien für Natur- und Kulturlandschaft, die wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, daß die Unterschiede der Artenzusammensetzung zwischen Teichen und natürlichen Gewässern weitaus geringer sind als beispielsweise zwischen einer Grünland- und einer Waldfläche. Bezeichnenderweise wird von keinem Landwirt verlangt, daß er die Verbuschung eines breiten Randstreifens seiner Äcker toleriere. Vergleichbares bedeutet jedoch die Forderung nach ausgedehnten Röhrichten in einem bewirtschafteten Teich. Ähnlich wie die Extensivierung der Ackernutzung einen geringeren Düngemittel- und Pestizideinsatz, jedoch keinen Pflugverbot und keine Verringerung der bewirtschafteten Flächen beinhaltet, muß im Falle der teichwirtschaftlichen Nutzung über differenzierte Extensivierungsmaßnahmen nachgedacht werden, die eine umweltverträglichere Nutzung, aber kein Verschwinden der Teichflächen nach sich ziehen.
Ebenso wenig wie die Forderung nach dem Erhalt von typischen Ackerbegleitgemeinschaften im terrestrischen Bereich als Aufruf zur Aufhaltung einer natürlichen Sukzession zum Wald mißverstanden wird, sondern als Schutz für durch Intensivierung bedrohte Lebensgemeinschaften gilt, so stellt die Forderung nach dem Erhalt einer extensiven Teichnutzung kein Aufruf zur Zerstörung des natürlichen Potentials im Gewässer dar, sondern die Grundlage für den Erhalt einer der Bewirtschaftungsweise angepaßten Lebensgemeinschaft ist, die gleichermaßen durch Intensivierung wie Stillegung bedroht ist.
Diese in bezug auf die Pflege der terrestrischen Lebensräume der Kulturlandschaft triviale Feststellung fand bislang im aquatischen Bereich keine Berücksichtigung.

12.2.2.4. Schutz der Kulturlandschaft

Die Karpfenteichwirtschaft wird in Schleswig-Holstein seit dem Mittelalter als traditionelle Nutzungsform praktiziert und verkörpert ein Stück Landschaftsgeschichte dieser Region (vgl. Kap. 3.1.). In Abhängigkeit von ihrer Entstehungsgeschichte und ihrer Lage kommen verschiedene Teichformen vor. Historische Darstellungen belegen, daß die Teichwirtschaft z.B. durch Beweidung der Ufer stets bemüht war, den Verlandungsvorgang aufzuhalten. Aus dieser Perspektive hat auch der röhrichtarme Teichtyp seine Existenzberechtigung.
Mit eindringlichen Worten plädiert KONOLD für die Erhaltung der Zeugnisse des gestalterischen Wirkens des Menschen in der Kulturlandschaft und warnt vor theoretischen und distanzierten wissenschaftlichen Leitbildern im Naturschutz, die dazu verleiten können, das historisch Gewachsene einer Landschaft, das ohnehin durch Nutzungsintensivierung bedroht

ist, zwecks "Renaturierung" vollends zu zerstören (vgl. KONOLD 1987b: 477ff).
Während der Schutz der historischen Kulturlandschaft in anderen europäischen Ländern (Niederlande, Schweiz) bereits instutionalisiert wurde, spielt er in der Bundesrepublik Deutschland in der angewandten Landschaftsplanung noch eine untergeordnete Rolle. Nach dem Planungsrecht ist ein zuverlässiger Schutzstatus nur für Einzelobjekte im Rahmen des Denkmalschutzes gegeben (GUNZELMANN 1987:142ff). Ferner weist GUNZELMANN nach, daß ein Schutz der historischen Kulturlandschaft als Raum unter den jetzigen Voraussetzungen nur durch Integration in die Naturschutzperspektive zu erreichen ist. Konkret bedeutet dieses, daß beispielsweise alte Flurformen und Wege, die keinen besonderen Naturschutzwert besitzen, nicht erhalten werden können (GUNZELMANN 1987:138).

Aus der Perspektiven der historischen Geographie entwirft GUNZELMANN 1987 einen Bewertungsrahmen für historische Kulturlandschaftselemente, der auf folgende Kriterien aufgebaut ist:

- Alterswert,
- Erhaltungswert: Erhaltungszustand des Landschaftselements,
- Seltenheitswert,
- regionaltypische Bedeutung,
- gestalterischer Wert: formal-ästhetische Ausprägung,
- Landschaftswirkung: landschaftsästhetischen Wirkung auf das Umland,
- ökologischer Wert,
- ökologischer Demonstrationswert: Hinweis auf die enge Verflechtung von natürlicher Ausstattung und menschlicher Inwertsetzung,
- wissenschaftlicher / touristischer Wert.

An dieser Stelle sei auf die Übersicht über die geschichtliche Entwicklung der schleswig-holsteinischen Teichlandschaften verwiesen (vgl. Kap. 3.1.). Einige der älteren Teichanlagen, die zwar keine floristischen oder faunistischen Besonderheiten beherbergen, erreichen jedoch nach diesem Kriterienkatalog einen hohen Schutzwert. Dieses gilt insbesondere für Gewässer, die noch ihre traditionellen Uferwege, Baumalleen und Stauwerke aus alten Feldsteinmauern besitzen. Ferner wurde bereits auf den Zusammenhang zwischen der traditionellen Teichwirtschaft und der geologischen Beschaffenheit Schleswig-Holsteins hingewiesen (vgl. Kap. 4.), so daß hier eine landschaftstypische Vergesellschaftung von Geomorphologie und Nutzungsform vorliegt.

12.2.2.5. Fazit

Als naturraumspezifische Ausschnitte der traditionellen Kulturlandschaft besitzen die Gewässer der extensiven Karpfenteichwirtschaft einen hohen eigenen Schutzwert, der durch den Vergleich mit natürlichen Gewässern abschätzbar ist.

Traditionell genutzte Karpfenteiche beherbergen charakteristische Pflanzen- und Tiergemeinschaften, die den besonderen Nutzungsverhältnissen angepaßt sind und als Lebensgemeinschaften schutzwürdig sind. Gemessen am Kriterium des Vorkommens von Arten der Roten Listen sind die untersuchten Gewässer eindeutig schützwürdig.

In Abhängigkeit von den verschiedenen Naturräumen und Teichnutzungsformen haben sich unterschiedliche Gemeinschaften herausgebildet, so daß darauf geachtet werden muß, daß nicht nur ein Teichtyp gefördert wird, sondern daß die Vielfalt der verschiedenen Teichformen erhalten bleibt.
Dieses Ziel läßt sich am ehesten durch den Erhalt der traditionellen teichwirtschaftlichen Nutzung erreichen, wobei im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit der Nutzung über Extensivierungsprogramme nachgedacht werden muß.
Ein Handlungsbedarf ist aus zweierlei Hinsichten gegeben. Einerseits gerät die extensive Teichwirtschaft unter den heutigen Marktbedingungen wirtschaftlich zunehmend in Bedrängnis, so daß viele Betriebe entweder die Nutzung aufgeben oder den Schritt zur Intensivierung vollziehen müssen (vgl. HUBERT 1991). Zum anderen bedeuten die bereits intensiv geführten Teichanlagen für ihre Umwelt viel mehr eine Belastung als eine ökologische Bereicherung.

Ob an einem Standort eine umweltverträgliche Fortführung der Nutzung oder das Überlassen als Sukzessionsfläche angebracht ist, kann nicht pauschal entschieden werden. Wie bereits in Kap. 10. bei der Beschreibung der verschiedenen Verlandungsabläufe angedeutet wurde, kann dieselbe Maßnahme - in diesem Fall die Teichstillegung - je nach Ausgangslage und naturraumspezifischer Eingebundenheit des Gewässers in sein Umland zu unterschiedlichen Ergebnissen führen.
Eine verantwortungsvolle Planung setzt deshalb voraus, daß mögliche Zielvorstellungen, Handlungsalternativen sowie das zu ihrer Umsetzung notwendige Instrumentarium entwikkelt und am Fall des jeweiligen Gewässers gegeneinander abgewogen werden.

12.3. Grundlagen zur Entwicklung von Schutzplänen für die Vegetation der Karpfenteiche

Die Geländeuntersuchungen haben gezeigt, daß Karpfenteiche in Abhängigkeit von ihrer Nutzung, ihrem Naturraum und ihrem Beziehungsgefüge zum Umland durch verschiedene Biocoenosen besiedelt werden und unterschiedliche Entwicklungspotentiale besitzen. Diese Vielfalt muß bei einer Konzeptentwicklung berücksichtigt werden. Eine "Standard-Teichplanung", die zu einer Nivellierung führen würde, kann auch im Sinne des Art- und Lebensraumschutzes nicht akzeptabel sein. Daß die Gefahr der Standardisierung durchaus besteht, zeigen die in den letzten Jahren zahlreich entstandenen Kleingewässer, die sich nach kurzfristigen Pionierstadien in der Mehrzahl zu einem einheitlichen Typ entwickeln, der durch euryöke Gemeinschaften dominiert wird (vgl. MIERWALD 1988:246ff).

Planungsgrundlagen

Planung als zukunftorientiertes Handeln benötigt zwei Kategorien von Grundlagen:
1) eine Charakterisierung des Ist-Zustandes,
2) eine Prognose über die Entwicklung des Lebensraums unter Randbedingungen, die durch Begleitmaßnahmen und ihre Auswirkungen verändert werden.
Insbesondere dem zweiten Aspekt wird in der Planungspraxis meist wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Hier liegt eine wesentliche Ursache für die - trotz guter Absichten - oft geringe Effizienz mancher Naturschutzmaßnahmen (vgl. u.a. DIERSSEN 1990:10).

Als Ausgangspunkt der Planung dient eine detaillierte Aufnahme des Ist-Zustandes der Teichanlage, die sowohl faunistische wie vegetationskundliche Gesichtspunkte berücksichtigt.

Aufgrund ihrer zum Teil hoch spezialisierten Ansprüche an ihre Lebensräume sind Tiere meist feinere Indikatoren des Ist-Zustandes eines Standortes als Pflanzen. Bei einer Abschätzung der mittel- und langfristigen Auswirkungen von Begleitmaßnahmen auf die Standorteigenschaften muß sich die Prognose jedoch auf die bestandsdynamischen Potentiale der Vegetation stützen, da sie durch ihre Entwicklung die Veränderungen einleitet, denen sich die Tierwelt als Rezeptor anpassen muß. Nur in wenigen Fällen wird die Bioceonosenentwicklung an mitteleuropäischen Gewässern maßgeblich von der Tierwelt gesteuert. Hier wären in erster Linie für Naturlandschaften der Biber sowie die selektiv einige Großröhrichtarten vernichtende Bisamratte zu nennen (vgl. BERNHARDT & SCHRÖPFER 1992).
Die Entwicklungsprognose basiert deshalb auf der in Kap. 11. vorgestellte Fitneß-Analyse, während faunistische Daten bei der Festlegung der Schutzprioritäten berücksichtigt werden.

Auswahl des Planungsziels

Vor dem Hintergrund dieser Ausgangsdaten und in Zusammenhang mit den Eigenschaften des Gewässerumlandes müssen mögliche Planungsziele in bezug auf ihre naturräumliche Zugehörigkeit und Erfolgsaussichten geprüft werden. Die Entscheidung für ein Planungsziel ist meistens nicht frei von grundsätzlichen Wertvorstellungen wie die Entscheidung für pragmatische bzw. maximale Forderungen oder über die Schutzwürdigkeit von Elementen der Kulturlandschaft (vgl. Kap. 12.2.2.4.). Vielfach ist das schützerische Engagement für bestimmte Arten emotional begründet, wogegen nichts einzuwenden ist, solange die darauf aufbauenden Artenschutzprogramme nicht auf Kosten anderer, weniger ansprechender, aber gleichwohl schutzwürdiger Arten und Lebensräume durchgeführt werden.

Auswahl der Maßnahmen

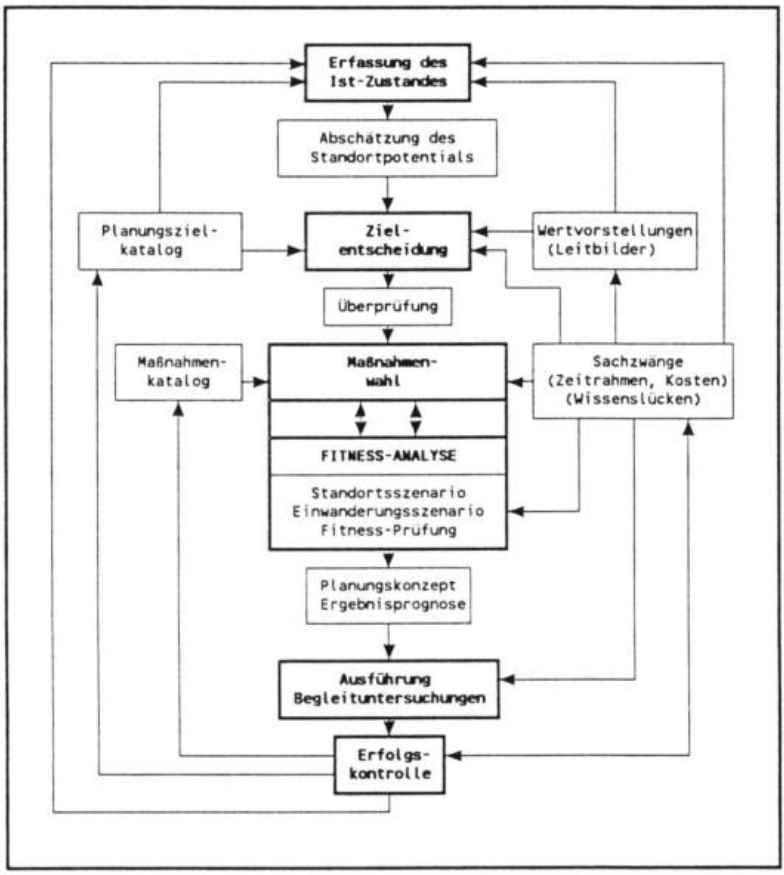
Im nächsten Schritt müssen aus dem Inventar der möglichen Maßnahmen diejenigen ausgewählt werden, die zur Realisierung des gewählten Planungsziels geeignet sind. Hier, wie auch bei der Entscheidung für ein bestimmtes Ziel, können Sachzwänge - oft finanzieller Art - aber auch Wissenlücken die Wahl beeinflussen.
Zum Planungskonzept gehört ferner die zeitliche Abstimmung der durchzuführenden Maßnahmen und eine möglichst genaue Prognose des Ergebnisses. Begleituntersuchungen in der Umsetzungsphase dienen der notwendigen Erfolgskontrolle, die zu einer Neubewertung von Wertvorstellungen und Sachzwängen, sowie zu einer Optimimierung des Ziel- und Maßnahmenkatalogs führen können, damit sich bei der Praxis offenbarende Lücken der Datengrundlage bei späterer Planung berücksichtigt werden können.

Die getroffenen Entscheidungen sollten bezüglich folgender Eigenschaften geprüft werden:

- Reversibilität bzw. Irreversibilität der eingeleiteten Entwicklungen,
- zukünftige Konfliktträchtigkeit,
- eventuelle Inkompatibilitäten unter Zielen und Maßnahmen,
- Erfolgsaussichten.

Die wichtigsten Schritte der Planung werden in Abb. 45 zusammengefaßt.

Abb. 45 : Übersicht über die wichtigsten Schritte des Planungsablaufs



Der Entscheidungsspielraum wird wesentlich davon beeinflußt, ob der Plan für einen isolierten Teich, für einen oder wenige Teiche innerhalb einer weiterhin betriebenen Anlage oder für eine ganze Anlage entworfen wird.
Bei isolierten Teichen, insbesondere in gewässerarmen Altmoränengebieten sollte der Experimentierfreudigkeit enge Grenzen gesetzt werden, da eventuelle Folgen von Managementfehlern nur schwer durch Rückwanderungen aus dem Umland ausgeglichen werden können. Ferner besteht die Gefahr, wegen der Gewässerarmut eines Gebiets ein "Mehrzweckgewässer" mit inkompatiblen Zielen zu planen (vgl. unten Kap. 12.3.2.1.).
Sollen Konzepte für einige Teiche in einer sonst weiterhin bewirtschafteten Anlage entwickelt werden, so bietet sich die Möglichkeit, Rückzugsräume (z.B. Überwinterungsmöglichkeiten im aquatischen Bereich für bestimmte Tierarten) zu schaffen und gezielt Defizite auszugleichen.
Bei der Beplanung einer gesamten Teichanlage ist der Entscheidungsspielraum am größten. Spezielle Artenschutzmaßnahmen können auf einzelne Gewässer beschränkt werden. Pflege-

konzepte können in Versuchsgewässern in bezug auf ihre Auswirkungen geprüft werden. Unbeabsichtigte Folgen von Pflegeeingriffen können dadurch gemildert werden, daß ein für die gesamte Anlage abgestimmter Pflegeplan aufgestellt wird, der Rückwanderungen aus benachbarten Teichen ermöglicht. Zur Zeit liegen in Schleswig-Holstein mehrere Teichanlagen brach, so daß ein Bedarf auch an umfassenden Konzepten besteht.

Der Bedarf an Ausgangsdaten für die Zielentscheidung und die Wahl der durchzuführenden Maßnahmen wird in der folgenden Übersicht zusammengefaßt.

Abb. 46: Übersicht über planungsrelevante Informationen

abiotische Merkmale
- Alter des Gewässers - Größe - Tiefe, Ufergestalt, Sediment, Schlammächtigkeit - Umlaufgraben vorhanden / Durchströmung - Herkunft und Eigenschaften des Zulaufwassers - Gefällsverhältnisse am Ausfluß - Lage (Tal / Senke)
Isolationsgrad
- isolierte Lage im Östlichen Hügellandes - isolierte Lage auf der Geest - innerhalb einer Teichanlage - natürliche stehende Gewässer im Umland - natürliche Fließgewässer im Umland
Bedeutung als Element der Kulturlandschaft
biotische Merkmale
- Fauna: Inventarisierung, Schutzstatus der Arten - Vegetation: Inventarisierung, Schutzstatus der Arten Samenbank, alte Fundortangaben Fitneß-Eigenschaften der Arten
Nutzungsverhältnisse
- Teichnutzungsart - Kalkungsmittel, Kalkungstermine - Besatzdichten - Futtermengen, Futterarten - Ablaß- und Flutungstermine
Umlandeigenschaften
- Siedlungsnähe - Landnutzung - Böden / Hangneigungsverhältnisse - Sommer-, Winter-, Nahrungsquartiere der Teichfauna - Arteninventar der Umlandgewässer (Einwanderungspotential)

12.3.1. Wahl der Planungsziele

Potentielle Entwicklungsziele werden im folgenden auf einer vergleichsweise abstrakten Ebene formuliert, um den Eindruck zu vermeiden, daß hier "Rezepte" zur "Herstellung" beispielsweise von Teichen des *Potamogeton alpinus*-Typs angeboten werden. Die vegetationskundliche Ausprägung eines Gewässers stellt lediglich ein Teilergebnis der Konzeptum-

setzung dar.
Die Ausstattung und die Umlandbeschaffenheit der Gewässer erlauben im konkreten Fall die Umsetzung nur weniger der im folgenden vorgestellten Zielen. Darüber hinaus sind nicht alle Ziele miteinander zu vereinbaren, so daß eine Entscheidung zugleich den Ausschluß weiterer Alternativen bedeutet.

12.3.1.1. Zielinkompatibilitäten am Beispiel des Ersatzbiotopes Geeste (Emsland)

Das Bestreben, möglichst viele Planungsziele an einem Standort zu verwirklichen, führt mittelfristig selten zu überzeugenden Ergebnissen. Wie die am Ersatzbiotop Geeste im Emsland gesammelten Erfahrungen lehren, gilt diese Feststellung nicht nur für kleine, sondern auch für größere Gewässer.

Einzelne Buchten des 50 ha großen Gebietes mit einer Wasserfläche von 35 ha und einer maximalen Tiefe von 6 m wurden 1985 bei der Anlage mit Torf, Feinkies oder humusreichem Oberboden verfüllt, während an anderen Stellen der anstehende Quarzsand freigelegt wurde. So sollte ein Mosaik von sauren und basenreichen Standorten entstehen (BERNHARDT 1990:140). Bei der Gestaltung der Ufer wurden die Lebensraumansprüche der Wasservögel besonders berücksichtigt. Das Gebiet wurde durch die Anlage von Ringgräben für Besucher unzugänglich gemacht.

Innerhalb von drei Jahren war die anfänglich ausgebildete Vegetationsvielfalt stark zurückgegangen. Gleiches gilt für die geomorphologische Vielfalt: Einige Inseln und Halbinseln der stark geschwungenen Uferlinie wurden durch Wellenschlag abgetragen und das erodierte Material in den Buchten akkumuliert. Angesichts der Längsterstreckung des Gewässers parallel zur nord-nordwestlichen Hauptwindrichtung und der Erosionanfälligkeit von noch unbewachsenen Lockermaterialufern ist diese Entwicklung nicht überraschend.
Das 1986 noch oligo- bis mesotrophe Speicherbecken war 1990 bereits als mindestens eutroph zu bezeichnen. Während 1986 das Grasblättrige Laichkraut auf ausgedehnten Flächen des Gewässergrundes dominierte, setzten sich zunehmend einartige Bestände des Kamm-Laichkrautes und des Wasser-Knöterichs durch (BERNHARDT 1990:142). Diese Entwicklung wird auf die sehr starke Frequentierung des Gewässers durch Wasservögel zurückgeführt, die durch ihren Koteintrag eine starke Nährstoffanreicherung bewirkt haben. Ferner blieben sämtliche Flachufer infolge intensiven Abgrasens vegetationslos und mit Vogelkot übersät (BERNHARDT 1990:143).

An diesem Beispiel wird deutlich, daß die verschiedenen angestrebten Entwicklungsziele wie die Ansiedlung von Wasservögeln und die Erhaltung einer oligo- bis mesotraphenten submersen Vegetation (vgl. BERNHARDT 1987) miteinander nicht kompatibel sind. Trotz nährstoffarmer Quarzsande und Torfe als Ausgangssubstrat war aufgrund der dichten Vogelkolonien auch kurzfristig kein mesotropher Gewässerzustand aufrechtzuerhalten. Die Geeste hat sich dafür zu einem artenreichen Vogelreservat entwickelt. Wegweisend für zukünftige Planungen ist, daß diese Entwicklung aufgrund der Beschaffenheit des Umlandes, nämlich aus der Nachbarschaft zu weiteren großen, offenen Wasserflächen auf bekannten Vogelzugrouten (BERNHARDT 1990:142) hätte vorhergesagt werden können. Ein Teil der umfangreichen und kostspieligen Maßnahmen zur Ufergestaltung, Beschaffung und Ausbringung

verschiedener Substrate hätten von vorn herein als überflüssig erkannt werden können. Dieses Beispiel zeigt, wie wichtig die Überprüfung der Zielkompatibilität vor der Planungsumsetzung ist.

12.3.1.2. Kurzbeschreibung möglicher Planungsziele

Im folgenden werden einige, in der Naturschutzpraxis selten berücksichtigte Zielvorstellungen kurz vorgestellt. Eine vollständigere Übersicht über mögliche Planungsziele vermittelt Abb. 47.

Abb. 47 : Übersicht über mögliche Planungsziele an Teichen

Integrationsansatz: Kompatibilität von Teichwirtschaft und Planungsziel
Umweltverträgliche teichwirtschaftliche Nutzung: - aktueller Zustand erhaltungswürdig - Extensivierung bei Fortführung der Nutzung Erhalt der kulturhistorischen Bedeutung - Bildungsfunktion
Segregationsansatz: Teichwirtschaft mit dem Planungsziel nicht kompatibel
Freizeitnutzung: - Angelsport (Ablenkung von anderen, schützenswerteren Gewässern) - Baden, Wassersport
Umweltpädagogische Funktion
Forschungsnutzung: - Versuchsgewässer zum Austesten von Pflegekonzepten
Naturschutznutzung: - Rückbau zu einer Fließgewässerstrecke - Sukzessionsfläche - Verbindende Funktion im Rahmen eines Biotopverbundes - pflegerische Bewirtschaftung (u.a. Aushagerung) - Artenschutzprogramme

Planungsziele lassen sich zwei Hauptansätzen zuordnen. Beim Integrationsansatz wird die Kompatibilität von Naturschutz und teichwirtschaftlicher Nutzung angestrebt, während beim Segregationsansatz konkurrierende Nutzungen des Gewässers räumlich entflochten werden.

Unter dem Integrationsansatz kann die Forderung nach dem Erhalt der traditionelle Nutzungsformen erfüllt werden. Gegebenenfalls können Extensivierungsmaßnahmen zur Sicherung der Umweltverträglichkeit der Nutzung notwendig sein. Wenn auch Entschädigungen für extensivierungsbedingte Ertragseinbußen ausgezahlt werden können, sollte dadurch keine rein museale Teichwirtschaft entstehen. Aus diesem Grund läßt sich die Umwandlung von

Karpfenteichen zu nährstoffärmeren Gewässern durch Reduzierung des Nährstoffinputs nur bis zu einem gewissen Grad nach dem Integrationsansatz verfolgen. Nährstoffreiche Teiche sind bei traditioneller Bewirtschaftung insbesondere im Östlichen Hügelland verbreitet gewesen (vgl. Kap. 3.1.) und werden deshalb, soweit sie keine unzumutbare Belastung für ihre Vorfluter bedeuten, als ökologisch vertretbares Entwicklungs- bzw. Erhaltungsziel angesehen. In Anlehnung an KAULE 1991 kann die Grenze der nicht mehr akzeptablen Nutzungsintensität dort gesetzt werden, wo die Nutzung den Einfluß sämtlicher Standortfaktoren überlagert (KAULE 1991: 31). In bezug auf die Abwachsnutzung müßte diese Grenze zwischen dem landschaftsraumtypischen *Potamogeton lucens*-Typ und dem *Polygonum amphibium*-Typ gesetzt werden (vgl. Kap. 8.2.4.2.). Demzufolge darf ein relativ hohes Nährstoffniveau in einem Abwachsteich des Östlichen Hügellandes toleriert werden, solange das Gewässer dem *Potamogeton lucens*-Typ zuzuordnen ist.
Der auf bestimmte Tier- und Pflanzenarten schädliche Einfluß mancher Bewirtschaftungsmaßnahmen gehört zur traditionellen Nutzung und somit zu den spezifischen Gewässereigenschaften. Beim Integrationsansatz muß akzeptiert werden, daß nicht alle schützenswerten Arten der aquatischen Ökosysteme in und an einem genutzten Karpfenteich vorkommen können.

Das Ausmaß der zur Erhaltung mesotropher Standorte notwendigen Extensivierung wird nach HAMPICKE 1991 meist unterschätzt. Im terrestrischen Bereich konnte nachgewiesen werden, daß nur eine Extensivierung, die weit unterhalb des Rentabilitätsniveaus sowohl des konventionellen wie auch des alternativen Anbaus liegt, erfolgreich sein kann (HAMPICKE 1991:271). Wenn die Priorität der Schaffung von nährstoffärmeren Gewässern gegeben wird, kann die Kompatibilität des Planungszieles mit einer betriebswirtschaftlich sinnvollen Nutzung nicht gewährleistet werden, weshalb dieses Ziel nur unter Segregationsansatz anzustreben ist.
Eine Aushagerung (vgl. Kap. 11.5.4.) ist an der Mehrzahl der untersuchten Gewässer ohne weiträumige Nutzungsextensivierung im Einzugsgebiet ohnehin nicht realisierbar. Es wäre landschaftsfremd und zudem heutzutage illusorisch in der Jungmoränenlandschaft mesotrophe oder schwach eutrophe Gewässer schaffen zu wollen. Es sollte deshalb gründlich geprüft werden, an welchen Standorten dieses mit einer teichwirtschaftlichen Nutzung nicht kompatible Ziel mit den Eigenschaften des Landschaftsraums zu vereinbaren ist und Erfolgsaussichten besitzt. Ferner muß berücksichtigt werden, daß die Gewässer aufgrund ihrer geringen Tiefe ohnehin morphologisch eutroph sind (vgl. Kap. 5.1.1.). Lediglich an einigen Geeststandorten ist es vorstellbar, durch gezielte Maßnahmen eine "Aushagerung" der Gewässer zu erreichen.

Teichanlagen im Oberlauf von Bächen können zu Fließgewässerstrecken zurückgebaut werden. Die Entscheidung erscheint insbesondere bei starker Quellspeisung in extensiv genutzten Gebieten sinnvoll. Das Ausmaß der Rückbaumaßnahmen sollte jedoch nicht unterschätzt werden. Deshalb muß sorgfältig geprüft werden, ob die zu erwartenden Ergebnisse tatsächlich die durch den Teichrückbau eingeleiteten Verluste (vgl. Kap. 8.2.5.1. *Potamogeton alpinus*-Typ) rechtfertigen.

Gleiches gilt, wenn ein Teich als Sukzessionsfläche ausgewiesen wird. Wie beim Teichrückbau ist die getroffene Entscheidung nicht mehr umkehrbar, da spätere, wiederholte Entlandungen aufgrund des schwerwiegenden Eingriffes aus der Sicht des Naturschutzes nicht

hinnehmbar sind.
Es muß abschätzt werden, wie schnell mit dem Verlust der Wasserfläche zu rechnen ist und welche Verlandungsbestände sich voraussichtlich entwickeln werden.
Sollte die Verlandung eines Gewässers als Entwicklungsziel gewählt werden, so ist zu prüfen, ob der hydrologische Haushalt des Standortes und die Fläche des Gewässers die Grundlage zur Entwicklung von funktionsfähigen Verlandungseinheiten bieten. Dabei muß beachtet werden, daß die Flächenansprüche der meisten Biocoenosen mit ihrem Organisationsgrad zunehmen. Eine 1 ha große Wasserfläche kann deshalb einen höheren biocoenotischen Wert als ein gleich großer Erlenbruch besitzen. Die Größe des Gewässers gehört deshalb zu den wichtigsten Kriterien, die bei einer Entscheidung zugunsten der Verlandung zu berücksichtigen sind.

Das Planungsziel kann ferner im Rahmen eines Verbundsystemes festgelegt werden. Die Entscheidung hängt in diesem Fall von der Ausstattung des Umlandes, so z.B. von den auszugleichenden Defiziten und den zu errichtenden verbindenden Elementen ab.
Wenn in einem isolierten Teich schützenswerte Populationen von konkurrenzschwachen Makrophyten ausgebildet sind, muß überprüft werden, ob bei einer stärkeren Anbindung des Gewässers an das hydrographische Netz aus der Einwanderung von konkurrenzkräftigen Arten eine Gefährdung sich ergeben kann.

Spezielle Artenschutzprogramme sind aufgrund ihrer häufigen gegenseitigen Inkompatibilität dem Segregationsansatz zuzuordnen. Sie erfordern eine besondere Gewässergestaltung und -pflege im Sinne der zu erhaltenden Arten (vgl. CLAUSNITZER 1983, BLAB 1989).
Ob Artenschutz grundsätzlich Lebensraumschutz bedeutet, kann angesichts einiger umfangreicher und für andere Arten zum Teil folgenschwerer Pflegeprogramme angezweifelt werden (vgl. ROWECK 1990:44ff).

Der Segregationsansatz kann unter anderer Prioritätsetzung durchaus Vorteile bieten. So kann die Entscheidung, einen Teich als Angelgewässer umzuwidmen, einen Beitrag zur Entlastung von unbedingt schützenswerten natürlichen Gewässern leisten. An einigen schleswig-holsteinischen Kleinseen stellt die "Umsiedlung" der Angelvereine eine dringliche Maßnahme dar.

Die Bedeutung der Naturerlebnisse für den Menschen wird bei ökologisch orientierten Planungen selten beachtet. Wie zahlreiche Untersuchungen zur Wahrnehmung von Umwelt und Umweltbelastungen gezeigt haben, wird das Werturteil über Landschaftsausschnitte stark durch den Vertrautheitsgrad der Betroffenen mit dem erlebten Raum entscheidend geprägt. Eine wesentliche Rolle spielen dabei Erfahrungen aus der Kindheit (WÖBSE 1984:36). Betretungsverbote und die vollständige Sperrung vieler Schutzgebiete schränken zusätzlich zur wachsenden Privatisierung der Uferräume die Erlebnismöglichkeiten ein und bewirken eine zunehmende Entfremdung von der eigenen Umwelt. Die Nicht-Erfahrbarkeit führt zur Nicht-Bewertbarkeit (PREUSS 1991:57ff). Infolgedessen beruht die Werturteilbildung mehr auf dem gesellschaftlichen Konsens, der sich auf medial vermittelte Ausschauungen aus zweiter Hand stützt, als auf eigene Überzeugung. Diese Entwicklung kann gravierende Folgen auf die Einschätzung der Schutzwürdigkeit von Natur und Landschaften haben, da das Verschwinden des Nie-Erlebten emotional nicht als Verlust gewertet wird.
Zugängliche Gewässer insbesondere in Siedlungsnähe können deshalb einen hohen umwelt-

pädagogischen Wert besitzen. Dafür müssen Trittbelastung und Störung empfindlicher Tiere in Kauf genommen werden. Auch Tätigkeiten wie das Spielen mit Krötenlaich und Kaulquappen müßten geduldet werden. Teile der Gewässer können der Verlandung überlassen werden, um das Bewußtsein für stetige Veränderlichkeit zu wecken. Diese Art der "Nutzung" ist mit anderen Nutzungsform schlecht zu vereinbaren, weshalb sie hier dem Segregationsansatz zugeordnet wird.

12.3.2. Wahl der Pflegemaßnahmen

Ähnlich wie bei der Wahl des Planungsziels gilt, daß nicht alle Maßnahmen miteinander kombinierbar und nicht an jedem Gewässer gleichermaßen sinnvoll sind.
Geplante Maßnahmen sollten deshalb hinsichtlich folgender Eigenschaften geprüft werden:

- Sind die Folgen der Maßnahme umkehrbar?
- Liegen Inkompatibilitäten bei Maßnahmenbündelung vor?
- Besteht die Gefahr von Eingriffsverkettungen in der Zukunft?
- Kann der Eingriffsaufwand bei gleichem Ergebnis minimiert werden?

Nachdem die Maßnahmen im Rahmen eines Pflegeplanes selektiert wurden, sind ihre Auswirkungen auf Standorteigenschaften und Vegetation durch eine Fitneß-Analyse abzuschätzen und der Pflegeplan gegebenenfalls zu modifizieren. Bei komplexer Planung empfiehlt es sich, mehrere alternative Pflegekonzepte zu testen.

Einige der im folgenden vorgestellten Maßnahmen stellen zum jetzigen Zeitpunkt lediglich Arbeitshypothesen dar, deren Auswirkungen nicht überprüft werden konnten. Die Folgen der Teichstillegung und einiger Folgenutzungen konnten im Gelände beobachtet werden. Dagegen bestehen noch erhebliche Wissenslücken in bezug auf die Erfolgsaussichten von Teichextensivierungsmaßnahmen in einer ansonsten sehr intensiv genutzten Kulturlandschaft (vgl. Kap. 12.1.1.).

Eine Übersicht über mögliche Pflege-, Gestaltungs- und Begleitmaßnahmen vermittelt Abb. 49 (S. 281).

12.3.2.1. Ungelenkte Verlandung

Ohne Instandhaltung der Dämme und Stauvorrichtungen:

Nach Nutzungsaufgabe erfolgt ein rascher Wandel der Vegetation.
Je nach Ausgangslage ist mit der Ausbildung des *Nitella flexilis-Juncus bulbosus*-Typs, des *Elodea canadensis-Potamogeton natans*-Typs, des *Ceratophyllum demersum*-Typs oder des *Polygonum amphibium*-Typs zu rechnen (vgl. Kap. 10.1.2.). Erhöhte Sickerverluste führen zu einer Absenkung des Wasserspiegels und zur Beschleunigung der Verlandung. Bei raschem Wasserstandsabfall werden Pionierfluren durch *Juncus effusus*-Bestände abgelöst (vgl. Kap. 10.1.1.).

Bei Ausbreitung der Röhrichte dominieren zunächst die bereits etablierten Arten. Im Östlichen Hügelland setzen sich oft *Phragmites australis* und *Glyceria maxima* durch. Auf der Geest ist *Typha latifolia* stärker vertreten.
Bei hoher Nährstoffversorgung entwickeln sich langfristig stabile, ruderalisierte Landröhrichte, wobei die Ansiedlung von Gehölzen durch die hohe Deckung der Nitrophyten erschwert wird (vgl. Kap. 10.1.2.).
Bei schwacher Nährstoffzufuhr tritt der Übergang zu Weiden- oder Birkengebüschen schneller ein.

Abb. 48: Übersicht über mögliche Pflege-, Gestaltungs- und Begleitmaßnahmen

ungelenkte Verlandung
- ohne Instandhaltung der Dämme und Stauvorrichtungen
- mit Instandhaltung der Dämme und Stauvorrichtungen

Gewässerumgestaltung
- Bau von Schlammabsetzbecken
- Bau von Umlaufgräben
- Auslaufgraben als biologische Reinigungsstrecke
- Entlandung / Teilentlandung
- Abschiebung der oberen Schlammschicht
- Gestaltung des Gewässergrundes
- Ufergestaltung (Verlauf, Böschungen)
- Abtrennung von Teilbereichen durch Dämme
- spezielle Maßnahmen des Artenschutzes

Teichrückbau zur Fließgewässerstrecke

Ansalbungsmaßnahmen

Umgestaltung des Gewässerumlandes
- Sanierung der Zuflüsse
- Maßnahmen gegen Bodenerosion
- Auflagen an die landwirtschaftliche Nutzung
- Uferrandstreifen
- Defektsetzen der Drainage
- spezielle Maßnahmen des Artenschutzes

Extensivierung der Nutzung

Gewässernutzung:
- Düngungsverzicht
- Kalkung (Termin/Häufigkeit/Menge/Kalkart/Verzicht)
- Trockenlegung (Termin/Dauer/Rhythmus)
- Besatz (Dichte/Fischarten)
- Fütterung (Menge/Futterart/Verzicht)
- Röhrichtschnitt (Rhythmus/Termin/Fläche)

Damm- und Uferpflege:
- Mahd (Rhythmus/Termin/Fläche)
- Beweidung (Tierart/Intensität/Fläche)
- Beseitigung des Baumjungwuchses

Grabenpflege:
- Ausräumung (Termin/Rhythmus/Intensität)
- Gestaltung

fachliche Betreuung des Extensivierungsvorhabens

Finanzieller und rechtlicher Rahmen
- Ankauf
- Pachtverträge
- Ausgleichszahlungen, Förderungsprogramme
- gesetzliche Vorgaben
- rechtlicher Schutzstatus

Mit Instandhaltung der Dämme und Stauvorrichtungen:

Bei Aufrechterhaltung eines hohen Wasserstandes gleicht die Entwicklung der submersen Vegetation zunächst derjenigen der beschriebenen Stillegungsstadien (vgl. Kap. 10.1.2.).
Bei unverminderter Nährstoffzufuhr aus dem Umland und Schlammakkumulation im Teichbecken ist mit einem raschen Verlanden des Gewässers zu rechnen. Wie schnell die freie Wasserfläche verschwindet, hängt von der Größe und der Gestalt des Teiches sowie vom Nährstoffinput ab. Langfristig wandern Weidengebüsche ein. Der Übergang zum Erlenbruch konnte bei den Geländeuntersuchungen nicht festgestellt werden, da in früheren Zeiten die Dammpflege nach Aufgabe der Nutzung nicht mehr durchgeführt wurde, bzw. die ehemaligen Teichflächen einer Folgenutzung unterlagen (vgl. Kap. 10.1.4.). Bei Aufrechterhaltung eines konstant hohen Wasserstandes ist eine derartige Entwicklung denkbar. Es muß geprüft werden, ob der wachsende Wasserbedarf des sich entwickelnden Baumbestandes langfristig durch das Angebot am Wuchsort gedeckt werden kann.

In Waldteichen der Geest kann sich der *Nitella flexilis-Juncus bulbosus*-Typ mittelfristig erhalten. Bei starker Versauerung können lediglich Arten überleben, die Luft-CO_2 durch Schwimmblätter aufnehmen. Eine Entwicklung zu *Sphagnum*-reichen Uferbeständen wurde in Schleswig-Holstein nur punktuell beobachtet. Sie ist jedoch bei günstiger Umlandbeschaffenheit nicht grundsätzlich auszuschließen.

12.3.2.2. Gewässerumgestaltung durch bauliche Maßnahmen

Die Umweltverträglichkeit der teichwirtschaftlichen Nutzung läßt sich bezüglich der Vorfluterbelastung durch verschiedene bauliche Maßnahmen erhöhen. Bevor umfangreiche Bauarbeiten unternommen werden, sollte jedoch geprüft werden, wie hoch die tatsächliche Belastung ist. In vielen Fällen, insbesondere bei einer Kombination mit Extensivierungsmaßnahmen, dürften einige der folgenden Maßnahmen überflüssig sein (vgl. Kap. 12.1.3.1.).

Bau von Schlammabsetzbecken

Durch den Bau von Schlammabsetzbecken unterhalb des Teiches bzw. der Teichanlage kann die Vorfluterbelastung mit partikulär gebundenen Stoffen erheblich vermindert werden. Der anfallende Schlamm muß ordnungsgemäß entsorgt werden.
Bei schwachen Gefällsverhältnissen kann die technische Durchführung der Maßnahme Schwierigkeiten bereiten.

Bau von Umlaufgräben

Umlaufgräben oder Ringgräben leiten während der Produktionsperiode das überschüssige Wasser vor dem Teichzufluß um und führen es unterhalb des Abflusses wieder dem Vorfluter zu.
Die Anlage von Umlaufgräben kann aus zweierlei Hinsicht vorteilhaft sein, da sie zum einen die Vorfluterbelastung durch den Teich reduzieren kann und zum anderen die Einträge aus dem Umland in das Gewässer selbst vermindern kann.
Bei einer vollständigeren Betrachtung muß allerdings überprüft werden, ob der Verzicht auf

die im Teich erfolgende biologische Klärung des Oberflächenabflußes und des Drainwassers aus landwirtschaftlichen Flächen eventuell eine stärkere Vorfluterbelastung als die Wasserabgabe durch den Teichüberlauf nach sich zieht.

Ausbau des Abflußgrabens als biologische Reinigungsstrecke

Sollte der Bau von Umlaufgräben nicht möglich sein, so kann der Abflußgraben verlängert und mit Sauerstoffanreicherungsstufen versehen werden, damit eine gewisse Reinigung des Wassers erfolgt, bevor es zum Vorfluter zurückgeführt wird.
Diese Maßnahme kann mit der Anlage von Umlaufgräben kombiniert werden.

Entlandung

Durch Entlandung kann ein Gewässer in ein Pionierstadium zurückversetzt werden. Es können Teilentlandungen, die nur einzelne Bereiche des Teiches betreffen, oder vollständige Entlandungen durchgeführt werden, bei denen Schlamm und Röhrichte von der gesamten Gewässerfläche entfernt werden. Zur Aufnahme des Aushubmaterials muß ein Deponiestandort zur Verfügung stehen. Die Samenbank des Gewässergrundes und die Tierwelt des Benthos werden bei vollständigen Entlandungen vernichtet. Die Wahrscheinlichkeit der Rückwanderung hängt von den Ausbreitungsmechanismen der betroffenen Arten und von der Dichte ihrer Vorkommen im Umland ab.

Teilentlandungen stellen eine gängige Praxis in ornithologisch orientierten Artenschutzprogrammen dar (vgl. HÖLZINGER 1987:344ff und Kap. 12.1.3.2.), bei denen der Konflikt zwischen Bedarf an breiten Röhrichtzonen und Wasserflächen insbesondere in kleinen Gewässern durch wiederholte Entlandung nach Verlandungsphasen "gelöst" wird.
Als Maßnahme der Restaurierung von oligotrophen Gewässern werden Entlandung zur Regeneration von Littorelletea-Gesellschaften durch Reaktivierung der Samenbank befürwortet (ARTS, SCHAMINÉE & VAN DEN MUNCKHOF 1988:15; VAHLE 1991:135)

Entlandungen stellen schwerwiegende Eingriffe dar und sind zudem sehr kostspielig. Wenn die Verlandung durch andere Maßnahmen aufgehalten werden kann, ist eine Entlandung verzichtbar. Dieses setzt allerdings voraus, daß rechtzeitig darüber Klarheit besteht, ob das Schutzziel die Erhaltung der Wasserfläche umfaßt und welche Ausdehnung der Verlandungszonen langfristig angestrebt wird.
In Abstimmung mit dem Planungsziel sind vorbeugende Maßnahmen der Röhrichtkontrolle wie periodische Winterungen der Teiche einer Entlandung vorzuziehen (s. unten).

Abschiebung der oberen Schlammschicht

Durch Abschiebung der oberen Schlammschicht kann das im Teichsediment vergrabene Samenpotential reaktiviert werden. Prinzipiell steht diese Maßnahme der Entlandung nah. Wenn sie nur auf einer Teilfläche des Gewässers durchgeführt wird, ist der Eingriff weniger gravierend als bei einer vollständigen Entlandung. Vor der Durchführung der Maßnahme sollte das Samenpotential des Gewässergrundes untersucht werden. Alte Fundortangaben können wertvolle Entscheidungshinweise liefern.
Bei Teilentschlammungen in größeren Gewässern müssen die windinduzierten Sedimentumla-

gerungen berücksichtigt werden, damit die Auswirkungen des Eingriffes nach wenigen Stürmen nicht bereits ausgeglichen sind. Da die Verdriftung auch Pflanzensamen erfaßt, müssen die Sedimentproben für die Samenbankuntersuchung an den geplanten Entschlammungsstellen entnommen werden.

Ähnlich wie bei der Entlandung ist die Abschiebung der oberen Schlammschicht nur als einmalige Restaurierungsmaßnahme in Betracht zu ziehen. Anschließend muß dem erneuten Anwachsen der Schlammschicht beispielsweise durch Winterung vorgebeugt werden. Wird der langfristige Erhalt von mineralischen Substraten angestrebt, nützt kein weiteres Herumkurieren an den Symptomen - in diesem Fall an der Schlammakkumulation -, sondern es muß in erster Linie geprüft werden, ob und wie die Nährstoffzufuhr in das Gewässer einzuschränken ist.

Gestaltung des Gewässergrundes

Durch Ausheben von uferparallelen Gräben auf dem Gewässergrund kann die Ausbreitung der Röhrichte aufgehalten werden. Die Gräben sollten an der gewünschten Außengrenze der Röhrichtzone verlaufen. Die Zunahme der Wassertiefe verhindert das Vordringen der Röhrichte gegen die Gewässermitte, wo die ursprünglichen Tiefenverhältnisse beibehalten werden können.
Der Graben sollte breit genug (mindestens 1,50 m) sein, um nicht von Rhizomabschnitten von *Typha* und *Phragmites* überwunden zu werden. Die Grabensohle sollte mindestens 1 m bis 1,50 m unter dem Wasserspiegel liegen.
Wenn der Teich periodisch abgelassen wird, können die Gräben gereinigt werden. Der Graben bleibt während der Trockenphase feucht bzw. wasserführend, so daß von dort aus eine Wiederbesiedlung durch die Benthos-Fauna erfolgen kann.

Wenn der Teichgrund ein ausreichendes Gefälle aufweist, können die Gräben so angelegt werden, daß sie beim Mönch zusammenfließen und sich trockenlegen lassen. Bei entsprechendem Gefälle des Teichbeckens wird die teichwirtschaftliche Nutzung nicht beeinträchtigt. Der tiefe Graben bewirkt sogar eine bessere Trockenlegung des Teichgrundes. Diese Maßnahme ist deshalb mit dem Erhalt von Zwergbinsen-Gesellschaften nicht kompatibel, der eine langsame Austrocknung des Teichbodens und sogar eine partielle Verfüllung der bereits bestehenden Gräben erfordert (vgl. Kap. 7.2.6.).

Bei unzureichendem Gefälle erschwert diese Gestaltung des Gewässergrundes die Abfischung, weil ein Teil der Fische im Graben verbleibt, anstatt sich mit dem ablaufenden Wasser in Richtung des Abflusses bzw. der Abfischgrube zu bewegen. Insbesondere bei schwer begehbaren Teichgründen wäre das Absuchen der Fische in den Gräben nicht möglich und würde auch bei trittfestem Grund einen erheblichen Mehraufwand bedeuten, so daß die Maßnahme in diesem Fall mit einer teichwirtschaftlichen Nutzung nicht kompatibel ist.

Ufergestaltung

Der Verlauf der Uferlinie und die Teichrandböschungen können durch bauliche Eingriffe gestaltet werden. Die Möglichkeiten sind jedoch insbesondere in Teichanlagen eingeschränkt, in denen die einzelnen Gewässer nur durch Dämme voneinander getrennt sind.

Die Forderung nach flachgeböschten Ufern gehört zu den meisten ornithologisch orientierten Artenschutzprogrammen (BLAB 1989, HÖLZINGER 1987). Wie am Fall des Ersatzbiotops Geeste deutlich wurde, sollte überprüft werden, ob eine vogelfreundliche Gestaltung des Gewässers mit weiteren Entwicklungszielen (z.B. Herabsetzung der Nährstoffeinträge) verträglich ist.

Die Gestaltung der Uferlinie sollte sich auf strukturarme Teiche mit geometrischem Grundriß beschränken. Beim Entwurf des Uferverlaufs sollten geomorphologische Ausgleichsprozesse ausreichend berücksichtigt werden (vgl. Beispiel Geeste! Kap. 12.3.1.1.).
Ein geschwungener Uferverlauf fördert die Sedimentation an den geschützten Stellen und somit die Ansiedlung von wuchskräftigen Röhrichten.

Durch die Anlage von Inseln kann die Uferlinie verlängert und Rückzugsräume geschaffen werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß die sich meist stark gleichenden, künstlichen Inseln in der Regel auf den ersten Blick als "Vogelbiotope" zu erkennen sind und bedeuten eine Veränderung des Landschaftsbildes, die nicht ohne Vorbehalt mit dem Schutz der historischen Kulturlandschaft zu vereinbaren ist.

Auf windexponierten Dämmen sollen Baumpflanzungen aus Gründen der Dammstäbilität unterbleiben. Ferner muß der Einfluß des Laubeintrages in das Gewässer berücksichtigt werden (Nährstoffanreicherung, in schwach gepufferten Teichen zusätzliche Versauerung).

Abtrennung von Teilwasserflächen durch Dämme

Diese in der Zeitschrift "Fischer und Teichwirt" vorstellte Maßnahme sieht die Abtrennung der Verlandungszonen von der freien Wasserfläche durch Dämme vor (ANONYMUS 1988). Das Ergebnis entspricht einem kleinen verlandeten Teich. Der Wasserstand soll kontrollierbar und das Gewässer ablaßbar sein. Auf der Restfläche wird nach ökonomischen Gesichtspunkten weiter bewirtschaftet.
Nach dem Segregationsprinzip werden hier dem Naturschutz Flächen angeboten, die ohnehin wegen der hohen Entlandungskosten aus der Bewirtschaftung herausgefallen waren. Die Abdämmung bietet in bezug auf die Bewirtschaftung der Restfläche den Vorteil, die Ausbreitung der Röhrichte wortwörtlich einzudämmen. Es besteht ferner die Gefahr, daß dieses "Bauernopfer" durch eine Intensivierung der Nutzung auf der Restfläche kompensiert wird.

Die ökologische Bedeutung einer solchen abgetrennten Röhrichtfläche kann unterschiedlich bewertet werden.
Grundsätzlich ist der ökologische Wert solcher Flächen nicht als geringer einzustufen als derjenige von kleinflächigen Tümpeln, die im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen angelegt wurden und mittlerweile verlandet sind.
Für Tiere, die wie einige Amphibien die offene Wasserzone zur Nahrungssuche und zugleich die Röhrichtzone als Schutzraum vor Feinden benötigen, bietet diese Aufteilung keinen Ersatz für ein Gewässer mit erreichbaren Rückzugsbereichen.
Bei ausreichender Größe eignen sich die abgedämmten Röhrichtflächen als Brutbiotop für Vögel und als streureiche Winterquartiere für einige Tiergruppen.

Spezielle Maßnahmen des Artenschutzes

Unter diesem Oberbegriff werden sämtliche Einzelmaßnahmen zusammengefaßt, die keine schwerwiegenden Eingriffe in den Gewässerhaushalt bedeuten, wie die Anbringung von Nisthilfen oder die Anlage von Totholzhaufen als Winterquartiere. Konkrete Hinweise sind aus der entsprechenden Fachliteratur (u.a. BLAB 1989) zu entnehmen.

12.3.2.3. Teichrückbau zu einer Fließgewässerstrecke

Der Teichrückbau umfaßt als Maßnahmenkomplex verschiedene bauliche Eingriffe, die in den Anleitungen zur Fließgewässerrenaturierung ausführlich beschrieben werden (vgl. BFANL 1989).
Ein Teichrückbau erscheint im Quellbereich und im Oberlauf einiger Bäche der Altmoränenlandschaft sinnvoll. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß manche Quellteiche teichwirtschaftlich nicht genutzt werden und zum schützenswerten *Potamogeton alpinus*-Typ gehören. Potentielle Gewinne für den Arten- und Lebensraumschutz müssen gegen eventuelle Verluste abgewogen werden.
Potentielle Rückbauflächen liegen im Untersuchungsgebiet in Wald- bzw. forstwirtschaftlich genutzten Bereichen und sind bereits von Erlen und Eschen umstanden, so daß an den Quellen keine aufwendigen Umgestaltungsmaßnahmen notwendig wären. Hier sind Gesellschaften der Weichwasser-Quellfluren ansatzweise oder gelegentlich bereits gut ausgebildet.
Durch die Anlage von länglichen, durchströmten Bachweitungen können Lebensräume für in Schleswig-Holstein seltene Laichkräuter wie *Potamogeton alpinus* und *Potamogeton polygonifolius* geschaffen werden. Zumindest die erstgenannte Art ist an einigen Wuchsorten bereits vertreten.
Der Ausbau sollte sich an den landschaftstypischen geomorphologischen Gegebenheiten orientieren.

12.3.2.4. Ansalbungsmaßnahmen

Das Einbrigen von Arten gehörte lange Zeit zum Standardprogramm bei der Planung von neuangelegten Gewässern und entsprach dem Wunsch sofort ein vorzeigbares Ergebnis vorführen zu können. Mittlerweile wird in der Regel von Ansalbungen abgeraten, da ihre potentiellen Auswirkungen aufgrund unzureichender Kenntnisse über die bestandsdynamischen Eigenschaften der eingebrachten Arten oft nicht genügend bedacht wurden. So muß vor der Einbringung der beliebten See- und Teichrosen in Karpfenteichen gewarnt werden. Diese finden dort derart günstige Entwicklungsbedingungen, daß sie binnen weniger Jahre die gesamte Wasserfläche bedecken können und die submerse Vegetation vollständig verdrängen. Dagegen verschwinden eingebrachte Arten, die dem Konkurrenzgefüge im Gewässer nicht gewachsen sind, ohnehin rasch wieder.
Heute herrscht die Ansicht vor, daß die Vegetation sich aus dem Standortpotential entwickeln sollte. Die meisten Wasser- und Röhrichtpflanzen verfügen über wirksame Ausbreitungsmechanismen, so daß nicht zu befürchten ist, daß ein vor Änderung der Nutzung vegetationsarmer Teich pflanzenleer bleibe.
Lediglich bei seltenen Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht spontan auftreten

würden und für die das Gewässer günstige Entwicklungsbedingungen bietet (vgl. Kap. 11.5.4.), kann eine Ansalbung nach Durchführung einer Fitneß-Analyse in Erwägung gezogen werden.

12.3.2.5. Umgestaltung des Gewässerumlandes

Unter diesem Sammelbegriff werden verschiedene Maßnahmen zusammengefaßt, die zur Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge aus dem Gewässerumland geeignet sind.
Hierzu gehören die Sanierung der Zuflüsse, Auflagen an die Landnutzung, die Eindämmung der Bodenerosion, das Anlegen von Uferschutzstreifen. Eine Übersicht zu dieser Problematik ist dem Bericht des Landesamtes für Wasserhalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein "Grundsätze zum Schutz und zur Regeneration von Gewässern" (LAWAKÜ 1991) zu entnehmen.
Eine vollständige Ausschaltung sämtlicher diffuser Nährstoffeinträge ist aufgrund der atmogenen Zufuhr kaum zu erreichen. Die Minderung dieser Einträge, verbunden mit einer extensiven teichwirtschaftlichen Nutzung oder einer Naturschutznutzung, ist jedoch Voraussetzung zur Aufrechterhaltung mesotropher bis schwach eutropher Verhältnisse. Die Kontrolle der externen Eutrophierung sollte mit besonderer Sorgfalt betrieben werden, da die Gefahr der endogenen Eutrophierung in Teichen durch regelmäßiges Ablassen leichter zu bannen ist. Teiche sind in dieser Hinsicht einfacher zu kontrollieren als natürliche Gewässer, sie reagieren jedoch aufgrund ihrer geringen Tiefe empfindlicher auf externen Belastungen.
Gelingt es, die externe Nährstoffbelastung in den Griff zu bekommen, kann die Häufigkeit des Ablassens herabgesetzt werden. Dann dürfte es möglich sein, in manchen Teichen der Jungmoränenlandschaft den *Potamogeton lucens*-Typ 3 bis 4 Jahre ohne lange Winterung zu erhalten.

Wenn die Teichplanung Bestandteil eines faunistisch orientierten Artenschutzprogrammes ist, muß ferner überprüft werden, ob das Teichumland die von den betroffenen Tiergruppen benötigte Habitatdiversität bietet. Eventuelle Defizite sind durch umlandbezogene Gestaltungsmaßnahmen (z.B. Schaffung von Ruhezonen, Gehölzanpflanzungen) zu beheben.

12.3.2.6. Extensivierung der teichwirtschaftlichen Nutzung

Wie bereits bei der Besprechung der Extensivierung des Teichumlandes angedeutet wurde, kann von einer Intensitätsreduktion der teichwirtschaftlichen Nutzung allein kein radikaler Wandel der Nährstoffverhältnisse erwartet werden. Daraus folgt, daß unter den heutigen Verhältnissen nicht alle Teiche in gleichem Maße extensivierbar sind.
Die Auseinandersetzung darf sich jedoch nicht einzig auf den Aspekt der Nährstoffversorgung polarisieren. Die Nutzung setzt sich aus verschiedenen Maßnahmen zusammen, die jeweils einzeln oder nur im Verbund extensiviert werden können. Der Begriff Extensivierung hat für sich noch keinen konkreten Inhalt und muß deshalb auf die einzelnen Maßnahmen der Teichwirtschaft bezogen werden.
Eine einschneidende Extensivierung ist mit einer wirtschaftlich sinnvollen Teichwirtschaft nicht kompatibel, so daß sie von flankierenden Maßnahmen finanzieller bzw. rechtlicher Art begleitet werden muß (siehe unten Kap. 12.3.2.7.).

Wie bei der Beschreibung der ökologischen Verhältnisse bereits hervorgehoben wurde (vgl. Kap. 5.), verlangt die Steuerung eines - im teichwirtschaftlichen Sinne - extensiv genutzten Teiches viel fachliches Können. Die vorliegende Untersuchung maßt sich deshalb nicht an, genaue Vorgaben bezüglich der Besatzdichten, Fütterungs- und Kalkungsmengen zu formulieren. Zur Festlegung diesbezüglicher Richtlinien müssen Fischereibiologen an der Planung beteiligt werden. Aufgrund der gesammelten Erfahrungen erscheint es sinnvoll, für jedes Gewässer und in Abhängigkeit von dem jeweils angestrebten Ziel ein spezifisches Konzept zu entwickeln, da sich gleiche Maßnahmen wie Besatzdichten oder Fütterungsmengen in verschiedenen Teichen u.a. aufgrund der Sedimentbeschaffenheit unterschiedlich auswirken können.

Düngungsverzicht

Mineraldüngung findet in den meisten Extensivbetrieben heutzutage nicht mehr statt. Die Düngung mit organischen Stoffen wird dagegen auf sandigen Geestböden, die ohnehin kaum Phosphate binden, in Form von Strohgaben vorgenommen.
Aufgrund der Nährstofffracht des Zuflußwassers wird in der Jungmoränenlandschaft in manchen Teichanlagen bereits ein vollständiger Düngungsverzicht praktiziert.
Das Verbot jeglicher Düngung in genutzten Teichen birgt die Gefahr, daß dort, wo der Teichwirt die Düngung für notwendig hält, diese durch eine verstärkte Fütterung ausgeglichen wird, soweit die zusätzlichen Futterkosten für den Betrieb tragbar sind. Ein Düngeverbot ist deshalb nur in Zusammenhang mit einer Verringerung der Futtermengen und der Besatzdichten sinnvoll.
Wenn unter Segregation der Funktionen Naturschutz den Vorrang hat, ist der Verzicht auf Düngung selbstverständlich.

Kalkung

Wie bereits in Kap. 5.1.7. und 5.2.2.2. dargestellt, sind Kalkgaben bei einer rein ökonomisch orientierten Teichwirtschaft unverzichtbar, da sie eine gesteigerte Teichproduktivität und eine zumindest partielle Regulierung der hydrochemischen Eigenschaften bei hohen Besatzdichten ermöglichen. Es ist deshalb nachvollziehbar, daß ein Kalkungsverbot Empörung bei Teichwirten auslöst (vgl. REICHLE 1989, 1990).
Auch aus der Perspektive des Naturschutzes kann eine mäßige Kalkung Vorteile bringen. Zum einen kann dadurch eine Versauerung der schwach gepufferten Oberflächengewässer aufgehalten werden (vgl. LAZAREK 1976, CLAUSNITZER 1983).
Einige nicht mehr genutzte Teiche der Altmoränenlandschaft werden nur noch von der extrem säureresistenten Art *Juncus bulbosus* im Randbereich besiedelt, während benachbarte bewirtschaftete und gekalkte Teiche einen dichten und artenreichen submersen Bewuchs des *Fontinalis antipyretica*-Typs aufweisen. Solange es nicht gelingt, die Ursachen der Gewässerversauerung zu beherrschen, kann die Kalkung als Notbehelf auch mit naturschutzorientierten Zielen vereinbar sein.

Die Kalkung ist in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Gewässer über mehrere Wege modulierbar. Über Menge und Häufigkeit der Kalkgaben hinaus müssen die Kalkungsmittel und -termine berücksichtigt werden.

Kalkungsmittel

Die eingesetzten Kalkarten besitzen unterschiedliche Eigenschaften (vgl. Kap. 5.2.2.2.). Deshalb sollte geprüft werden, wo Branntkalk durch ein schonenderes Kalkungsmittel ersetzt werden kann, das in Kombination mit geringeren Besatzdichten eine Fortführung der Fischproduktion erlaubt.
Bei geringerem Besatz ergeben sich hinsichtlich der Teichhygiene weniger Schwierigkeiten, so daß in den meisten Fällen die Desinfektionskalkung nicht nötig ist. Davon geht das Extensivierungsprogramm für die Teichwirtschaft im geplanten Biosphärenreservat "Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft" aus, das ein Verbot der Desinfektionskalkung bei einer Begrenzung des Zuwachses auf 600 kg pro Hektar vorschreibt (Dipl. Fischereibiol. R. SCHREIER, Aufbauverwaltung des Biosphärenreservates, mündliche Mitteilung).
Unter den jetzigen Nutzungsbedingungen in Schleswig-Holstein werden nur schlammreiche Teiche gelegentlich, sowie Winterungen, Vorstreck- und Brutstreckteiche der Intensivwirtschaft regelmäßig mit Branntkalk behandelt.

Kalkungstermine

Grundsätzlich ist das Kalken des abgelassenen Teichgrundes im Winterhalbjahr für die Lebewelt weitaus weniger schädlich als direkte Kalkgaben ins Wasser während des Sommers, die in erster Linie Versuche darstellen, das überdüngte System zu stabilisieren (vgl. Kap. 5.1.7.). Bei geringeren Besatzdichten sind derartige Notmaßnahmen überflüssig.
Die Kalkung sollte im Herbst statt im Frühling vorgenommen werden.

Trockenlegung

Die Trockenlegung stellt eine zentrale Maßnahme der Teichpflege dar. Wie bei anderen Eingriffen kann hier zwischen mehreren extensivierbaren Parametern unterschieden werden. Unter Bewirtschaftung wird der Entscheidungsspielraum dadurch eingeschränkt, daß die Bespannungs- und Ablaßtermine durch die Entwicklung der Fische vorgegeben werden, so daß insbesondere bei Laich-, Vorstreck- und Brutstreckteichen kaum Terminänderungen ohne Verlust der Funktionsfähigkeit möglich sind.

Termin der Trockenlegung

Die sommerliche Trockenlegung hat einschneidende Auswirkungen auf die Fauna der Teiche und trifft viele Arten in einem Entwicklungsstadium, in welchem sie noch nicht mobil sind. Aufgrund der hohen Temperaturen trocknet der Teichgrund schneller und stärker als im Winter aus, so daß Benthos-Tiere sich nur eingeschränkt durch Eingraben in tiefere Bodenschichten schützen können.
Regelmäßige Sömmerung fördert die Herausbildung von submersen Pflanzengemeinschaften, die sich aus Einjährigen und aus Arten mit ausdauerungsfähigen Landformen zusammensetzen (*Eleocharis acicularis*-Typ, vgl. Kap. 8.2.2.). Mehrjährige Arten wie breitblättrige Laichkräuter kommen unter solchen Bedingungen nicht dauerhaft vor.
Lange Sömmerung wirkt sich stark schlammzehrend aus, so daß mineralische Substrate dominieren, was die Ausbreitung von *Eleocharis acicularis* fördert (vgl. Kap. 7.2.4.).

Eine partielle oder vollständige Trockenlegung im Spätsommer fördert das Aufkommen der Teichboden-Gesellschaften der Isoeto-Nanojuncetea bufonii. Ein solcher Bespannungsrhythmus ist jedoch mit den Arbeitszyklen der modernen (auch extensiven) Teichwirtschaft nicht zu vereinbaren. Die Trockenlegung im Spätsommer sollte zudem nur in weiten Zeitabständen (z.B. in 10 jährigem Rhythmus, vgl. Kap. 10.5.3.) vorgenommen werden, da die benötigten humosen Schichten sich sonst rasch abbauen würden.
Der Schutz der Zwergbinsen-Gesellschaften benötigt deshalb besondere Pflegeprogramme, die nur eingeschränkt mit der Bewirtschaftung und weiteren Schutzzielen kompatibel sind. Bevor ein derartiges Programm in die Wege geleitet wird, sind Samenbankuntersuchungen zur Abschätzung des Entwicklungspotentials ratsam, da die aufbauenden Arten auch in früheren Jahrhunderten in Schleswig-Holstein selten waren. Geeignete Gewässer sind schwerpunktmäßig im südöstlichen Holstein zu suchen (vgl. Kap. 7.2.6.).
Ferner sollten Teiche, in denen ein solches Programm durchgeführt wird, für Wasservögel (in erster Linie Graugänse und Stockenten) unattraktiv sein, da Vogelfraß sich auf schwach etablierte Populationen annueller Arten verheerend auswirkt. Jede gekeimte Pflanze, die nicht zur Samenausstreuung gelangt, bedeutet eine Verarmung der Samenbank. Die Gewässer sollten deshalb abseits von großen zusammenhängenden Wasserflächen (darunter auch Nord- und Ostsee) gewählt werden und durch Waldgebiete optisch abgeschirmt liegen. Vögel dürfen nicht durch Nisthilfen und Fütterung mit Getreide angelockt werden.

Die winterliche Trockenlegung, die der Schlammakkumulation entgegen wirkt, stellt eine sehr effektive Maßnahme zur Steuerung des gesamten Teichhaushaltes dar. Um diesem Zweck zu erfüllen, muß sie von ausreichender Dauer sein. Eine kurze Ablaßphase zur Abfischung mit sofortiger Wiederbespannung, wie vielfach aus naturschützerischer Sicht verlangt (ZINTZ 1986:461), wird zwar von sämtlichen Organismen im Teich schadlos überstanden, ein Abbau des Schlammes findet dabei jedoch nicht statt. Unter den milden und feuchten klimatischen Verhältnissen der schleswig-holsteinischen Winter wird die Entwicklung von ausdauernden Arten wie *Elodea canadensis* oder *Ceratophyllum demersum* dadurch nicht aufgehalten, so daß die Vegetation sich den in Kap. 10.1. beschriebenen Stillegungsstadien angleicht. Infolgedessen verschwindet die teichtypische, artenreiche submerse Vegetation binnen weniger Jahre. Bei starker Nährstoffanreicherung und Faulschlammbildung setzt sich langfristig der *Polygonum amphibium*-Typ durch. Damit ist auch die Existenz der an das Vorkommen submerser Pflanzenbestände gebundenen Tierarten gefährdet.

Wird die Erhaltung der typischen Pflanzen- und Tiergemeinschaften der Teiche angestrebt, so müssen der Rhythmus und die Dauer der Winterung in Abhängigkeit von den Eigenschaften des Gewässers und seines Umlandes festgelegt werden. Grundsätzlich gilt, daß nährstoffreiche Teiche mit lehmigem oder schlammigem Böden häufiger und länger trockengelegt werden müssen als nährstoffärmere Teiche mit sandigem Grund.
In den Teichen der Altmoränenlandschaft, die von Wald- bzw. Forst- oder Grünlandgebieten umgeben sind, ist eine kurze Ablaßphase zur Abfischung über längere Zeiträume denkbar. Alle vier bis fünf Jahre müßte jedoch eine längere Winterung zur Grabenpflege und zum Schlammabbau eingeschaltet werden.
In der Jungmoränenlandschaft weisen viele Teiche trotz alljährlicher, mehrmonatiger Winterung stellenweise mächtige Schlammschichten auf. Wenn gleichzeitig die Teichbodendesinfektion mit Branntkalk untersagt wird, ist zu befürchten, daß sich Fischparasiten und Krankheitserreger (z.B. der Erreger der Kiemenfäule *Branchiomyces sanguinis*, KOCH,

BANK & JENS 1982:205) vermehren. In solchen Gewässern kann die Teichwirtschaft nicht gleichzeitig auf Branntkalkbehandlung **und** lange Winterung verzichten. Da sich bei langanhaltender Grundfeuchte in bindigen Substraten viele Tierarten in tieferen Bodenschichten zurückziehen können, ist eine ausreichend lange Winterung des Teichgrundes einer Branntkalkbehandlung vorzuziehen.
Ferner ist zu berücksichtigen, daß die Oxidation der Sapropele beim Ausbleiben jeglicher Kalkung zu einer starken Versauerung des Bodens führt, die für Benthos-Organismen schädlich ist.

Solange keine weitreichende Kontrolle der Nährstoffeinträge aus dem Teichumland erreicht werden kann, stellt die mehrmonatige Winterung insbesondere in agrarisch intensiv genutzten Landschaften die umweltverträglichere Maßnahme zur Vorbeugung der Faulschlammakkumulation und der Verlandung dar. Diese Einsicht hat sich trotz ursprünglich abweichender Auffassung mittlerweile auch bei der Pflege der geschützten Meißendorfer Teiche in Niedersachsen durchgesetzt (vgl. MENNEKING 1982, BLAB et al. 1991:3). Unter den beschriebenen Randbedingungen stellt die wiederholte Entlandung der Gewässer, die aus ökologischer Sicht weitaus bedenklicher ist, die einzige Alternative zur Winterung dar. Deshalb bleibt selbst bei vorrangiger Naturschutznutzung eine mehrmonatige Winterung für nährstoffreiche und sehr nährstoffreiche Teiche unverzichtbar.

Wird als Planungsziel die Herabsetzung des Nährstoffgehaltes eines Teiches angestrebt, kann durch regelmäßiges Ablassen und Wintern eine Aushagerung des Teichbodens bei Erhaltung der Samenbank erreicht werden (vgl. Kap. 11.5.4.). Wenn die Wassereigenschaften des Zulaufs und die Beschaffenheit des Umlandes dem Entwicklungsziel entsprechen, sind die Erfolgsaussichten in einem ablaßbaren Gewässer höher als in einem Gewässer, das einer zunehmenden Endotrophierung unterliegt. Die verlängerte Winterung als Restaurierungsmaßnahme in der ersten Phase des Entwicklungsprogramms kann nach eingetretener Aushagerung durch gelegentliche Pflegesömmerung in weiten Zeitabständen von 5 bis 10 Jahren abgelöst werden. Die Einbeziehung von mehreren, zeitweise miteinander verbindbaren Gewässern in das Programm kann die Wiederbesiedlung der turnusmäßig abgelassenen Teiche nach der Pflegesömmerung erleichtern.

Besatzmaßnahmen

Die Festlegung des Besatzes ist eine zentrale Entscheidung bei der teichwirtschaftlichen Nutzung und spielt auch aus ökologischer Sicht eine grundlegende Rolle, da sie sowohl die Belastung im Teich als auch die vom Teich ausgehende Belastung steuert. Durch eine Senkung der Besatzdichte kann die eingesetzte Futtermenge reduziert werden. Es liegt nicht in der Kompetenz der vorliegenden Untersuchung, genaue Zahlen zu nennen, die nach fischereibiologischer Begutachtung der jeweiligen Gewässer im Zusammenhang mit den angestrebten Entwicklungszielen festgelegt werden müssen.

Die Steuerung der Besatzdichte kann zu verschiedenen Zwecken eingesetzt werden:
- Verhinderung der Vorfluterbelastung,
- Herabsetzung der Nährstoffbelastung im Gewässer.
- Erhalt einer wirtschaftlichen extensiven Nutzung,

Aus gesamtökologischer Sicht gilt die Vermeidung der Vorfluterbelastung als oberstes Ziel. Bei entsprechendem Ausbau der Teichanlage (vgl. Kap. 12.3.2.2.) kann dieses bei noch relativ hohen Besatzdichten erreicht werden. Dieses Ziel entspricht deshalb der Minimalforderung, nach welcher die teichwirtschaftliche Nutzung keinen negativen Einfluß auf ihr Umland ausüben sollte. Die Teiche selbst werden dadurch jedoch nicht zu ökologisch wertvollen Lebensräumen.

In stark mit Drainwasser belasteten Teichen kann die Streck- und Abwachsnutzung durch Nährstoffbindung in Fischbiomasse selbst bei hohen Besatzdichten einen Nährstoffaustrag bedeuten. Da solche Gewässer derzeit ohnehin zum *Polygonum amphibium*-Typ gehören, sind hier keine zusätzlichen Verluste durch diese Strategie zu befürchten, so daß dem Vorfluterschutz die Priorität gegeben werden kann.
Durch Bestimmung des ohne Zusatzfütterung höchstmöglichen Ertrages kann die Besatzmenge festlegt werden, die unter solchen Randbedingungen den höchsten Nährstoffaustrag durch Abfischung zur Folge hat.

Bei stärkerer Herabsetzung der Besatzdichte können mit weniger belastetem Wasser gespeiste Teiche hinsichtlich des Artenschutzes wertvoll werden.
Durch die Verringerung der Besatzdichte sinkt die Belastung des Gewässers durch Fischexkremente. Das Lichtklima wird durch die Abnahme des Gründelns positiv beeinflußt. Bei anhaltender Nährstoffzufuhr kann dieses in Teichen des *Ranunculus trichophyllus*-Typs und des *Potamogeton lucens*-Typs allerdings zu einer starken Vermehrung der epipelischen Algen mit ihren bekannten Konsequenzen führen (vgl. Kap. 5.1.3.1.). Die Maßnahme ist deshalb nur im Zusammenhang mit einer Drosselung der externen und bewirtschaftungsabhängigen Nährstoffversorgung sinnvoll. Beide Parameter müssen deshalb gemeinsam und progressiv gesenkt werden. In dieser Übergangszeit kann sich die Makrophytenvegetation allmählich ausdehnen, so daß artenreiche Bestände des *Fontinalis antipyretica*-Typs auf der Geest und des *Potamogeton lucens*-Typs im Östlichen Hügellandes zu erwarten sind.

Sehr geringe Besatzdichten fördern auf sandigen Substraten die Verdichtung von Nadelsimsen-Teppichen, so daß einjährige Arten (*Elatine hydropiper*) und konkurrenzschwächere Arten (u.a. Armleuchteralgen) verdrängt werden, die sich in den Gründelspuren der Karpfen entwickeln konnten (vgl. Kap. 7.2.4.). Wenn die Erhaltung der für Karpfenteiche charakteristischen Pflanzengemeinschaften angestrebt wird, darf die Besatzdichte nicht soweit herabgesetzt werden, daß ein solches typisches Standortmikromosaik nicht mehr entstehen kann. Auf sandigen Böden darf ein intensiveres Gründeln durch höheren Besatz toleriert werden, da die Verschlechterung des Lichtklimas nicht so gravierend wie bei feinkörnigeren Substraten ist. Dieses läßt sich jedoch nicht mit der Forderung nach einer weitreichenden Absenkung des Nährstoffgehaltes des Teichwassers vereinbaren.

Zu den Besatzmaßnahmen gehört auch die Festlegung der Artenzusammensetzung des Fischbestandes.
Ein Besatz mit Grasfischen ist grundsätzlich abzulehnen (vgl. Kap. 4.3.3.).
Durch kombinierten, gemischten Besatz mit mehreren Altersklassen unterschiedlicher Fischarten (HOFMANN 1987:125) läßt sich der Produktionsschwerpunkt auf Fischarten verlagern, die auf dem Markt bessere Preise als der Karpfen erzielen, so daß selbst bei geringeren Besatzdichten keine Einkommenverluste eintreten.

Die Produktion der klassischen Nebenfische der Karpfenteichwirtschaft wie Zander und Schleien spielen bereits in einigen Betrieben Schleswig-Holsteins eine wichtige Rolle.
Die Schleie bevorzugt schlammreiche Teiche mit dichter submerser Vegetation und ernährt sich ähnlich wie der Karpfen. Unter vergleichbaren Bedingungen belastet sie den Sauerstoffhaushalt des Gewässers durch ihren Atmungsbedarf knapp dreimal weniger als der Karpfen und sechsmal weniger als die Regenbogenforelle (KOCH, BANK & JENS 1982:106). Die Schleie verträgt regelmäßige Kalkungen ihrer Wuchsgewässer schlecht (KOCH, BANK & JENS 1982:106) und ihr Wachstum nimmt mit der Bewirtschaftungsintensität ab (HOFFMANN 1987:129). Die Preise für Schleien liegen ca. 50% über den Karpfenpreisen (HOFFMANN 1987:130), so daß Möglichkeiten gegeben sind, durch eine Verlagerung des Produktionsschwerpunktes auf die Schleienzucht die Umweltverträglichkeit der Teichwirtschaft zu steigern. Es bleibt jedoch zu prüfen, ob sich eine stärkere Schleienproduktion auf den norddeutschen Markt absetzen ließe.

Fütterung

Sollen genutzte Teiche gleichzeitig vielfältigen Tier- und Pflanzengemeinschaften Lebensräume bieten, so muß darauf geachtet werden, daß die Fischpopulation nicht den gesamten Naturnahrungvorrat ausschöpft, was eine starke Dezimierung von Flora und Fauna zur Folge hat. Dieses kann dadurch erreicht werden, daß die Besatzdichte weit unter der durch die teicheigene Produktion ernährbaren Fischmenge liegt. Diese Maßnahme ist deshalb mit dem Erhalt der gewerblichen Teichwirtschaft nicht zu vereinbaren.

Eine zweite Möglichkeit besteht darin, die Fütterung unter bestimmten Bedingungen in einem festzulegenden Umfang zu gestatten. Voraussetzung ist jedoch, daß die Besatzdichte unter Berücksichtigung ökologischer und teichwirtschaftlicher Gesichtspunkte vereinbart wurde.
Die Nährstoffbelastung des Gewässers wird durch Fütterung zwar erhöht, die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft bleiben jedoch überwiegend positiv, weil der Fraßdruck auf die Naturnahrung (darunter auf Kaulquappen, vgl. Kap. 9.1. und Kap. 12.1.3.2.) gemildert wird. Aus vegetationskundlicher Sicht dürfte eine gemäßigte Fütterung in den meisten Gewässern keine Nachteile haben.
Bei dieser Maßnahme ist eine Fortführung der Abwachsnutzung möglich, während der Naturzuwachs in manchen Teichen nur sehr niedrige Besatzdichten mit einem Abfischen erst nach zwei- oder drei Jahren erlaubt (ZINTZ 1986:445). Auf die Folgen eines mehrjährigen Ablaßrhythmus wurde bereits eingegangen.

Bei der Wahl des Futters muß auf einen geringen Phosphorgehalt geachtet werden (vgl. Kap. 5.1.8.2.).
Die Fütterung sollte so erfolgen, daß das angebotene Futter von den Fischen vollständig aufgebraucht wird. Die Freßlust der Fische ist von der Temperatur und der Sauerstoffversorgung abhängig. Ferner verändert sich der Geschmack einiger Futterarten (z. B. Sojaschrot) rasch im Wasser, so daß das überschüssige Futter von den Fischen nicht mehr angenommen wird und auf dem Teichgrund verfault (BOHL 1982:217). Der Einsatz von Selbstbedienungsautomaten wie Pendelfütterern, die von den Fischen bei Bedarf betätigt werden, bietet den Vorteil, eine zusätzliche Belastung des Wassers durch nicht verwertetes

Futter und angelockte Wasservögel zu verhindern. Solche Geräte werden von den meisten professionellen Teichwirten im Rahmen ihrer finanziellen Möglichkeiten eingesetzt, da die Futtereinsparung auch eine betriebswirtschaftlich sinnvolle Maßnahme darstellt. Bei den Geländebegehungen konnte jedoch öfter beobachtet werden, daß die Fütterung durch direkte Gabe ins Gewässer durchgeführt wurde.

Röhricht- und Makrophytenschnitt

Über die Begründung für diese Maßnahme und ihre Auswirkungen wurde bereits an verschiedenen Stellen des vorausgegangenen Textes eingegangen.
Die meisten Arten, die bei entsprechender Extensivierung der Bewirtschaftung die Regeneration einer artenreichen Vegetation des *Potamogeton lucens*-Typs ermöglichen würden, sind in der Regel mit wenigen Individuen noch in den besser mit Licht versorgten Flachwasserzonen stark belasteter Gewässer vertreten. Insbesondere in isolierten Teichen ist deshalb darauf zu achten, daß dieses Potential nicht durch Röhrichtausbreitung bei Unterlassung von flankierenden Maßnahmen vernichtet wird.
Von einer wasserwärtigen Ausbreitung der Großröhrichte sind insbesondere die Bestände des seltenen Grasblättrigen Froschlöffels *Alisma gramineum* bedroht, der in Schleswig-Holstein fast ausschließlich an solchen Wuchsorten vorkommt. Bei Regeneration der Röhrichtvegetation verschwinden diese Bestände, wenn nicht gleichzeitig Maßnahmen zur Verringerung der Wassertrübung vorgenommen werden.

Durch Gestaltung der Teichböschungen und regelmäßige Winterung läßt sich eine gewisse Steuerung der Röhrichtbestände erreichen. Diese Methode der Röhrichtregulierung wird in den meisten untersuchten Gewässern eingesetzt, so daß der Röhrichtschnitt in den schleswig-holsteinischen Teichen nur selten durchgeführt wird.

Damm- und Uferpflege

Die Pflege bzw. die Nutzung der unmittelbar an die Teiche angrenzenden Flächen wird weitgehend durch die Geländemorphologie bestimmt. An den Flachufern der Teiche der Jungmoränenlandschaft herrscht Beweidung durch Kühe oder Rinder vor, während an steilen Ufern Mahd dominiert.

Die Intensität der Beweidung variiert sehr stark. Ihre Auswirkungen auf die Ufervegetation wird durch die Zugänglichkeit des Uferstreifens für die Tiere beeinflußt. Auf nicht abgezäunten, trittfesten Böden kann die Röhrichtzone vollständig fehlen.
Eine Beweidung der Ufer kommt den Laichansprüchen der Rotbauchunke und der Kreuzkröte entgegen. Im "Artenhilfsprogramm Rotbauchunke" (LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN 1985a:12) wird eine Aufteilung des Ufers in beweideten und abgezäunten Abschnitten gefordert, um die notwendigen, unbeschatteten Flachwasserzonen zu schaffen. Der verlangte Wechsel der beweideten mit den unbeweideten Zonen in ein- bis dreijährigen Rhythmus erscheint wenig sinnvoll, da das Röhricht bei Konzentration des Tritt- und Fraßdruckes der Tiere so stark zurückgedrängt wird, daß es sich in der folgenden knappen Ruhezeit nicht ausreichend zu regenerieren

vermag. Bei extensiverer Beweidung entstehen dagegen keine größeren, offenen Uferzonen. Es erscheint daher vorteilhafter, bei größeren Gewässern ortsfeste Bereiche auszuweisen, in denen sich jeweils stabilere Gemeinschaften aufbauen können, anstatt auf der gesamten Uferlänge Degradationsstadien herbeizuführen.
An kleineren Gewässern muß von der Wunschvorstellung des Mehrzweckbiotops Abschied genommen werden. Nur bei Verteilung der Beweidungsbelastung auf längere Uferabschnitte können sich die für den Amphibienschutz geforderten niedrigwüchsigen Flutrasenbestände entwickeln.
In einigen großen Teichanlagen der Geest wird die Damm- und Uferpflege mit Hilfe von Schafen durchgeführt. Die Beweidungsintensität ist in allen beobachteten Fällen zu hoch, da die zur Verfügung stehende Fläche keinen ausreichenden Umtrieb ermöglicht. Es entstehen golfrasen-ähnliche Bestände, die zwar von den Besitzern erwünscht sind, aber nur einen geringen ökologischen Wert besitzen.

Kleinere Betriebe können sich in der Regel keine Schafherde leisten, so daß die Pflege aus einer Mahd besteht, die je nach Pflegeeifer des Teichwirtes unterschiedlich intensiv ausfällt. Während in einigen Anlagen lediglich die Zugänge zum Mönch und zu den Fütterungsstellen offen gehalten werden, wird in anderen Betrieben regelmäßig und flächenhaft maschinell gemäht.
Solange das Verhalten der Fische ausreichend beobachtet werden kann, besteht aus teichwirtschaftlicher Sicht kein Zwang zur intensiven Mahd der Ufer und der Dämme. Lediglich das Aufkommen von Gehölzen kann zu einer Schädigung der Dämme und einer Beschattung der Teichflächen führen.

Bei langfristiger Mahd und Abtransport der Streu können sich insbesondere auf sandigen Substraten Magerrasen entwickeln, deren Blühaspekt durch *Hieracium pilosella* dominiert wird. Als Beispiel für solche Bestände sei folgende Aufnahme angeführt:

Teiche bei der Schäferei / Staatsforst Eutin (TK 25 1830 Neustadt)
12.9.90
12 m², Deckung 90%, Artenzahl: 27
sandiger Boden

3 *Festuca rubra*
2b *Agrostis tenuis*
2b *Hieracium pilosella*
2a *Hypochoeris radicata*
2a *Achillea millefolium*
2a *Anthoxantum odoratum*
2a *Trifolium repens*
2m *Rumex acetosella*
1 *Cerastium holosteoides*
1 *Campanula rotundifolia*
1 *Plantago lanceolata*
1 *Trifolium arvense*
1 *Dianthus deltoides*
1 *Luzula campestris*
1 *Thymus pulegioides*
1 *Achillea ptarmica*
1 *Knautia arvensis*
1 *Dactylis glomerata*
1 *Galium album*
1 *Stellaria graminea*
1 *Ornithopus perpusillus*
1 *Trifolium dubium*
\+ *Jasione montana*
\+ *Senecio jacobea*
r *Quercus robur* (Keimling)
2m *Brachythecium albicans*
2m *Dicranum scoparium*

Glatthafer-Wiesen sind ebenfalls häufig anzutreffen. Kleinflächig können auch Bestände der Kleinschmielen-Fluren (Thero-Airion) ausgebildet sein.
Der starke Kontrast zwischen der Vegetation der Wasserflächen und der Trockenstandorte der Dammkronen stellt eine auffällige Erscheinung der Teichanlagen in Gebieten mit sandigen und basenarmen Böden dar. Voraussetzung zur Entwicklung solcher Bestände ist eine extensive Mahd mit Abtransport der Streu. Zum Erhalt dieser floristischen Vielfalt ist es sinnvoll, diese Form der Pflege zu unterstützen und auf geeignete Standorte auszudehnen.

An feuchteren Stellen dominieren dagegen Nitrophyten-Fluren, deren charakteristische Zusammensetzung durch folgende Aufnahme dokumentiert wird:

Grabau (TK 25 2227 Bargteheide)
22.8.91
8 m², Deckung 100%, Artenzahl: 18
lehmiger Boden mit hohem Niedermoortorfanteil

2b	*Epilobium hirsutum*	1	*Ranunculus repens*
2b	*Urtica dioica*	1	*Cirsium arvense*
2a	*Aegopodium podagraria*	1	*Potentilla anserina*
2a	*Calystegia sepium*	1	*Heracleum sphondyleum*
2a	*Juncus effusus*	1	*Vicia cracca*
2a	*Eupatorium cannabinum*	1	*Carex hirta*
2m	*Poa trivialis*	1	*Phleum pratense*
2m	*Agropyron repens*	+	*Artemisia vulgaris*
2m	*Holcus lanatus*	1	*Brachythecium rutabulum*

Solche Bestände entstehen vornehmlich, dort wo die gemähte Streu nicht abtransportiert wird oder wenn Teichschlamm aus dem Grabenaushub auf Dämme ausgebracht wird. Eine Aushagerung durch Pflege ist nicht zu erwarten. Durch ihren Blühaspekt sind derartige Nitrophyten-Säume für viele Insekten von Bedeutung. Ferner suchen Amphibien und Kleinsäuger Zuflucht in den dichten Beständen, die von einigen Singvogelarten als Brutbiotope angenommen werden. Es wird deshalb empfohlen, solche aus vegetationskundlicher Sicht zwar triviale Bestände in ihrem jetzigen Zustand zu belassen.

Grabenpflege

Bei ausreichender Wasserführung im Sommerhalbjahr ähneln die Umlaufgräben kleinen Fließgewässern. Sie leiten überschüssiges Zuflußwasser an den Standteichen vorbei und können je nach Herkunft des Wassers wertvolle Lebensräume darstellen. Eine naturnahe Ausgestaltung des Umlaufgrabens bietet die Möglichkeit, eine Kompromißlösung zwischen dem vollständigen Teichrückbau und den Belangen des Fließgewässerschutzes zu finden. Bei Fortführung der Bewirtschaftung sollte der Graben jedoch funktionsfähig bleiben. Aus Platzgründen verläuft er meistens ziemlich gradlinig an der Grenze des Anlagengrundstückes, dessen Fläche für Teiche ausgenutzt wird. Für eine Ausgestaltung des Gewässerverlaufes steht deshalb oft wenig Raum zur Verfügung. Bei ausreichendem Gefällen sind die Einrichtung von Sauerstoffanreicherungsstufen und eine Randbepflanzung jedoch meistens möglich.

Da die Beschattung durch Uferbäume den Arbeitsaufwand zur Grabenpflege verringert, wird diese Maßnahme in einigen Teichwirtschaften bereits praktiziert.

12.3.2.7. Rechtlicher und finanzieller Rahmen der Extensivierung

In Schleswig-Holstein sind Karpfenteiche in erster Linie wegen ihrer Avifauna als Naturschutzgebiete ausgewiesen worden. Die Nutzungseinschränkungen konzentrieren sich auf die Erhaltung der Röhrichte. Die Bewirtschaftungsintensität wird ansonsten vom Schutzstatus nicht berührt (vgl. Kap. 12.2.1.).
Außerhalb der Schutzgebiete darf die Bewirtschaftung im Sinne der Landwirtschaftsklausel nach dem Ermessen des Teichwirtes durchgeführt werden.

Im Falle der niedersächsischen Meißendorfer Fischteiche wurden Teichflächen und Teile des Umlandes durch die öffentliche Hand gekauft und sämtliche Nutzungen eingestellt. Das Gebiet unterliegt einem Pflegekonzept, in welches einige teichwirtschaftliche Maßnahmen wie die Winterung übernommen wurden (vgl. Kap. 12.2.1.).

Ein dritter Weg wurde in Bayern im Rahmen eines 1987 angelaufenen Pilotprojektes des Bayerischen Umweltministeriums zur "Pflege und naturnahen Bewirtschaftung von Teichen und Stillgewässern" gewählt.
Als Leitgedanke des Projektes gilt, daß der Schutz der Lebensgemeinschaften der Fischteiche am wirksamsten durch die Fortführung einer umweltverträglichen Teichwirtschaft zu gewährleisten ist.
Die Auswirkungen dieses Programmes sind am Beispiel der Aischgründer Karpfenteichwirtschaft von HUBERT 1991 eingehend untersucht worden, dessen Ergebnisse im folgenden kurz vorgestellt werden.

Das Aischgründer Beispiel

Die in Mittelfranken gelegene Aischgründer Teichlandschaft stellt das größte zusammenhängende Teichgebiet der Bundesrepublik dar (diese und alle folgenden Angaben beziehen sich auf die alten Bundesländer). Dort wird ein Drittel der Speisekarpfenproduktion in Deutschland erbracht. Mittelfranken ist zugleich das größte Absatzgebiet und deckt seinen eigenen Bedarf nicht: 65% der oberpfälzischen Karpfenernte wird in Mittelfranken verbraucht (HUBERT 1991:67).
Dennoch sind viele Teichwirtschaften durch die ungünstige Erzeugerpreislage in ihrer Existenz bedroht. Im Zeitraum zwischen 1974 und 1987 nahmen die Produktionskosten in der Karpfenteichwirtschaft um 65% zu (die sonstigen Lebenshaltungskosten erhöhten sich im selben Zeitraum um ca. 50%). Parallel stieg der Erzeugerpreis nur um ca. 1%, so daß die Speisekarpfenproduktion immer unrentabler wurde (HUBERT 1991:21). Dieser Umstand zwang die Teichwirtschaften zu einer Steigerung der Hektarerträge durch Intensivierung.

Die Ausübung der Teichwirtschaft wird in Bayern durch den Artikel 6d des Bayerischen Naturschutzgesetzes berührt, nach welchem Feucht- und Naßflächen ohne besondere Genehmigung nicht beeinträchtigt werden dürfen. Davon betroffen sind Maßnahmen wie Mahd von

Röhrichtflächen und Entlandungen. Einschränkungen durch das Gesetz treten nur dann ein, wenn im Rahmen der Biotopkartierung an Teichen ökologisch wertvolle Flächen festgestellt wurden, da laut Artikel 6(2) Absatz 1 desselben Gesetzes eine "ordnungsgemäße" fischereiliche Bodennutzung erlaubnisfrei ist.
Dieses führt zum unerwünschten Ergebnis, daß viele Teichwirte die Mahdintensität erhöhen, um auch nicht in Zukunft vom Artikel 6d betroffen zu werden. Der Ist-Zustand an "vernachlässigten" Teichen wird damit festgeschrieben, während die anderen Gewässer gründlicher gepflegt werden als vor Inkrafttreten des Gesetzes, das lediglich eine Zuspitzung des Konfliktes zwischen Teichwirtschaft und Naturschutz erreicht hat (HUBERT 1991:57).

Einige Teichflächen wurden vom Landkreis Erlangen-Höchstadt erworben. Der Kauf wurde zu 50% aus Mitteln des Naturschutzfonds des Freistaates Bayern unterstützt.
Die Folgekosten gestalteten sich jedoch höher als erwartet, da der Kreis diese Teiche selbst kostenaufwendig unterhalten muß. Ferner fehlen der Behörde die notwendigen teichwirtschaftlich ausgebildeten Fachkräfte (HUBERT 1991:59).

Als praktikabelste Lösung erwies sich der Abschluß von privatrechtlichen Verträgen mit Teichwirten, die sich gegen Ausgleichzahlungen dazu verpflichten, festgelegte Bewirtschaftungseinschränkungen einzuhalten. Extensivierungsverträge können im Rahmen von drei Förderprogrammen abgeschlossen werden.

Das erste Programm wird vom Landkreis Erlangen-Höchstadt angeboten. Der Teichwirt verpflichtet sich, eine vereinbarte Teichfläche verlanden zu lassen. Darüber hinaus gelten die gleichen Nutzungseinschränkungen wie in Naturschutzgebieten, nämlich "keine Teilung, Verkleinerung oder Vergrößerung der Wasserfläche", "keine Änderung des Wasserhaushaltes", "keine Entlandungsmaßnahmen", keine Beseitigung der "Uferröhrichte, Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen oder der Vegetation der Dämme in der Zeit vom 1. März bis 31. August", keine Bekämpfung der Graureiher und kein Branntkalkeinsatz (Verordnung über das Naturschutzgebiet "Vogelfreistätte Weihergebiet bei Mohrhof" vom 5.8.1982, zit . nach HUBERT 1991:58). Der Landkreis zahlt jährlich einen Betrag von ca. 500 DM pro Hektar für die Einhaltung dieser Verpflichtungen.

Im Rahmen des Pilotprojektes "Pflege und naturnahe Bewirtschaftung von Teichen und Stillgewässern" wird vorgeschrieben, daß 20% der Teichfläche gegen eine Ausgleichszahlung von 450 DM pro Hektar und Jahr zur Verlandungszone werden sollen. Für jede zusätzliche 10% der Fläche werden 45 DM pro Hektar angeboten. Für sofortige Wiederbespannung nach der Abfischung bekommt der Teichwirt 100 DM pro Hektar. Die Laufzeit der Verträge beträgt in der Regel fünf Jahre. Das Pilotprojekt wurde 1989 als Teichbewirtschaftungsprogramm auf ganz Bayern ausgeweitet (HUBERT 1991:58).

Für Teichflächen, die sich in Naturschutz- oder Landschaftschutzgebieten befinden oder als Biotope im Rahmen der Biotopkartierung ausgewiesen wurden, kann seit März 1988 das Bayerische Kulturlandschaftsprogramm in Anspruch genommen werden. Die Verträge haben eine Laufzeit von 5 Jahren und schreiben eine maximale Besatzdichte von 3 000 K_1 oder 500 K_2 pro Hektar, die Erhaltung der Verlandungszonen und ein Verbot der Frühjahrskalkung vor. Zum Vergleich sind in der teichwirtschaftlichen Praxis je nach Intensität Besatzzahlen von 2 000 bis 6 000 K_1 und 400 bis 850 K_2 üblich (HOFMANN 1987:122). Die ausgezahl-

te Prämie beträgt 400 DM pro Hektar und Jahr (HUBERT 1991:59).

Im Bereich des Landkreises Erlangen-Höchstadt, der ca. zwei Drittel der Aischgründer Teichflächen besitzt, konnten bis 1990 insgesamt 430 Hektar unter eine naturverträgliche Nutzung genommen werden, darunter 142 Hektar durch den freiwilligen Abschluß von privatrechtlichen Verträgen (HUBERT 1991:62). Die restlichen Flächen wurden durch gesetzliche Verordnungen unter Schutz gestellt.
Diese Zahlen belegen, daß bei angemessenen Ausgleichszahlungen durchaus ein Interesse an solchen Übereinkünften besteht. Dieses ist sicherlich auch vor dem Hintergrund der prekären wirtschaftlichen Lage vieler Betriebe zu sehen.
Von teichwirtschaftlicher Seite wird kritisiert, daß die Höhe der Ausgleichszahlungen nicht ausreichend ist. Im Rahmen des Wiesenbrüterprogramms des Freistaates Bayern wird den Landwirten für entsprechende Nutzung von Feuchtwiesen eine viel höhere Summe (bis zu 950 DM pro Hektar und Jahr) ausgezahlt (HUBERT 1991: 58).
Ferner steht die kurze Laufzeit der Verträge im Widerspruch mit dem unwiederbringlichen Flächenverlust durch verlandete Bereiche. Die nach Ablauf des Vertrags anfallenden Entlandungskosten könnten nur von wenigen Betrieben getragen werden. Die verlandeten Flächen genießen ohnehin dann nach dem Artikel 6d einen absoluten Schutz und dürfen nicht mehr beeinträchtigt werden. Viele Teichwirte befürchten deshalb, daß die Verträge von staatlicher Seite nicht mehr verlängert werden, sobald die Verlandungsbereiche zu wertvollen Lebensräumen erklärt werden können. Für den Teichwirt besteht also das Risiko, nach Ablauf des Vertrags 20% und mehr seiner Produktionsflächen ohne entsprechende Entschädigung für die Folgzeit endgültig verloren zu haben.

12.3.3. Vorschläge zur Extensivierung der Karpfenteichwirtschaft in Schleswig-Holstein

Aus den in Bayern gesammelten Erfahrungen lassen sich einige Erkenntnisse auf Schleswig-Holstein übertragen.
Zunächst kann festgestellt werden, daß viele schleswig-holsteinische Betriebe weniger intensiv bewirtschaften als die Mehrzahl der Aischgründer Teichanlagen. Ihre finanzielle Lage ist aufgrund der Konkurrenz der Seefischerei und des traditionell in Norddeutschland auf das Jahresende beschränkten Karpfenkonsums kritischer als in Mittelfranken, so daß das Interesse für Extensivierungsprogramme auch aus rein ökonomischen Überlegungen größer als in Bayern sein dürfte.

Voraussetzung ist jedoch, daß die Höhe der Ausgleichszahlungen als ausreichend betrachtet wird und daß keine nach Vertragsablauf unumkehrbare Situation - wie ein unzumutbarer Verlust der Produktionsfläche durch Röhrichtbestände nach dem Wegfallen der Ausgleichszahlung - für den Teichwirt entsteht. Solange die Extensivierungsverträge so konzipiert sind, daß sie für Teichwirte eine langfristige "Falle" darstellen können, ist nicht zu erwarten, daß sie freiwillig an derartigen Programmen teilnehmen.

Die bayerischen Erfahrungen belegen ferner, daß strengere Schutzverordnungen zu einer stärkeren Ausräumung der nicht unmittelbar davon betroffenen Teiche führen können.
Die gezielte Förderung der Röhrichtzonen mag ihre Berechtigung in der Aischgründer Teichlandschaft haben, die das bedeutendste Wasservogelschutzgebiet in Nordbayern darstellt. Die

Situation ist aufgrund des natürlichen Stillgewässerreichtums in Schleswig-Holstein anders zu bewerten. Vor dem Hintergrund der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung gewonnenen Ergebnisse erscheint der Erhalt der Teichflächen zum Schutz der in natürlichen Stillgewässern bedrohten submersen Lebensgemeinschaften und der teichtypischen Vegetation ebenfalls als erstrebenswertes Extensivierungsziel. Die oben beschriebenen Maßnahmen zeigen, daß eine Extensivierung der teichwirtschaftlichen Nutzung sich nicht ausschließlich auf die Förderung der Röhrichte konzentrieren darf.

Als Fazit können folgende Maßnahmen zur Erhöhung der Umweltverträglichkeit der teichwirtschaftlichen Nutzung in den untersuchten Gewässern vorgeschlagen werden:

1. Es muß ein Extensivierungsprogramm für die Karpfenteichanlagen Schleswig-Holsteins erarbeitet werden.

2. Als Kernpunkt eines Extensivierungsprogramms wird die Festlegung von Höchstgrenzen der Besatzdichte mit entsprechenden Ausgleichzahlungen vorgeschlagen. Dadurch lassen sich sowohl die ökologische Situation im Teich selbst verbessern als auch die Vorfluterbelastung herabsetzen, die in den bayerischen Programmen nicht ausreichend berücksichtigt wurde.

3. Da die Extensivierung der Teichnutzung bei unkontrollierter Nährstoffeinleitung aus dem Umland problematisch sein kann, müssen verschiedene Extensivierungsstufen definiert werden. Richtwerte für geeignete Besatzdichten müssen durch fischereibiologische Untersuchungen festgelegt werden. Bei der Übertragung solcher Richtwerte auf konkrete Teiche müssen die besonderen Eigenschaften der einzelnen Gewässer berücksichtigt werden.

4. Geringere Besatzdichten bedeuten einen geringeren Futtereinsatz. Ein generelles Fütterungsverbot kann in manchen Fällen von Nachteil sein.

5. Bei geringeren Besatzdichten geht die Gefahr der durch organische Belastung des Teiches hervorgerufene Kiemenfäule zurück, so daß ein Branntkalkverzicht möglich ist.
Eine Kalkung des Teichgrundes kann bei Bedarf mit Hilfe von $CaCO_3$ vorgenommen werden.

6. Die im Bayerischen Teichbewirtschaftungsprogramm enthaltene Förderung der ganzjährigen Bespannung ist in Schleswig-Holstein nur in Ausnahmefällen sinnvoll. Zudem ist zu berücksichtigen, daß bei gleichzeitigem Verbot der Branntkalkdesinfektion und der Winterung das Seuchen- und Parasitenrisiko zunimmt. Es wird deshalb vorgeschlagen, die Winterung mit Ausfrieren des Teichgrundes als Maßnahme der Teichhygiene beizubehalten.

7. Die vorhandenen Röhrichtzonen sollen erhalten bleiben. Eine Ausweitung der Verlandungszonen soll Gegenstand besonders honorierter und langfristig abgesicherten Übereinkünfte sein, die jedoch nicht zu den grundsätzlichen Forderungen des Extensivierungsprogramms gehören.

8. Besondere Zuschüsse sollen für den Ausbau von Schlammabsetzbecken und Umlaufgräben zur Verfügung gestellt werden. Ab einer bestimmten, durch hydrobiologische Gutachten

festgestellten Belastung sind diese Maßnahmen gesetzlich vorzuschreiben.

Im Zusammenhang mit der ökologischen Bedeutung der jeweiligen Teiche können zusätzlich zu den oben aufgeführten Punkten weitere einzelne Artenschutzmaßnahmen sinnvoll sein.

Mit Ausnahme des Punktes 8 soll die Extensivierung durch privatrechtliche Verträge festgelegt werden. Bei ausreichender Höhe der Ausgleichszahlungen sind die vorgeschlagenen Maßnahmen geeignet, wegen ihrer Umkehrbarkeit die Akzeptanz des Programms durch die Teichwirte zu erhöhen. Am Scheideweg zwischen Betriebsaufgabe, Intensivierung und Verpachtung der Teiche als Angelgewässer muß den Teichwirten die Möglichkeit gegeben werden, sich für die Fortführung der extensiven Nutzung bzw. für die Extensivierung auf einer rechtlich und finanziell abgesicherten Grundlage zu entscheiden.

Die hier gestellten Forderungen bleiben hinter dem zurück, was des öfteren von seiten des Naturschutzes verlangt wird. Die vor allem pragmatisch orientierten Empfehlungen gehen davon aus, daß durch die Aufrechterhaltung einer umweltverträglichen Teichnutzung mehr für den Erhalt der Natur- und Kulturlandschaft zu erreichen ist als durch einzelne Unterschutzstellungen oder durch das Brachfallen der Teichgebiete.

13. Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung vermittelt einen Überblick über die submerse und amphibische Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins.

Im Laufe der Geschichte hat die Karpfenteichwirtschaft Produktionsverfahren entwickelt, die Gewässer unterschiedlicher Funktion und ökologischer Eigenschaften hervorgebracht haben. Das Gefüge der Standortfaktoren wird entscheidend durch den nutzungsbedingten Rhythmus der Wasserführung und die Bewirtschaftungsmaßnahmen geprägt, die weitreichende Konsequenzen auf die Limnologie, die Eigenschaften der Teichböden und somit auch auf die pflanzliche Besiedlung haben.
Bei aller Vielfalt ist sämtlichen bewirtschafteten Teichen gemeinsam, daß sie jedes Jahr abgelassen werden und für eine verschieden lange Zeit - meist im Winterhalbjahr - trockenliegen. Die alljährliche Wiederkehr der Trockenphase führt zum periodischen Zusammenbruch der submersen Pflanzenbestände und verhindert eine einseitige Ausbreitung von konkurrenzkräftigen, eutraphenten Arten. Pflanzen, die in natürlichen Gewässern nur unter bedeutend nährstoffärmeren Bedingungen vorkommen, finden deshalb in bewirtschafteten Teichen konkurrenzfreie Ersatzlebensräume.
Die alljährliche Regeneration der Bestände erfolgt auf der Grundlage des im Gewässer seit Jahrzehnten angereicherten Diasporenpotentials, weshalb die Flora der alten Teichanlagen artenreicher als diejenige neugeschaffener Gewässer ist und eine hohe Zahl seltener und gefährdeter Arten aufweist.

Die Vegetation der untersuchten Teiche wird durch Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET dokumentiert und die Bestände syntaxonomischen Einheiten zugeordnet. Es werden 69 Pflanzengesellschaften, darunter einige mit mehreren Ausbildungen beschrieben. Die pflanzensoziologische Ansprache bereitet jedoch bei vielen Gesellschaften, insbesondere der submersen Vegetation Schwierigkeiten, da die Syntaxonomie anhand ungestörter Bestände entwickelt wurde und sich zur Beschreibung der Pflanzenwelt der untersuchten Gewässer als nur eingeschränkt einsetzbar erweist.
Wegen der Diskrepanz zwischen Pflanzenvorkommen und hydrochemischen Eigenschaften sowie der unsicheren syntaxonomischen Zugehörigkeit der Bestände konnte die vegetationskundliche Typisierung der Teiche weder auf der Grundlage von Zeigerarten, noch von Zeigergesellschaften erfolgen. Die beschriebenen Typen der Vegetation bewirtschafteter Teiche werden durch bewirtschaftungsbedingte Rhythmen bestimmt und stellen zyklische Komplexe dar, die sich durch eine charakteristische Abfolge von dominanten Pflanzenpopulationen definieren lassen und erst durch phänologische Beobachtungen (auch im Winterhalbjahr!) erfaßbar werden.

Ein weiterer Schwerpunkt stellt die Beschreibung der Vegetationsentwicklung nach Aufgabe der Nutzung dar. Zu den auffälligsten Vorgängen gehört das rasche Verschwinden der konkurrenzschwachen submersen Makrophyten und Kleinröhrichte. Die vorgestellten Vegetationstypen nach Teichstillegung werden durch Dominanzbestände von wenigen, konkurrenzkräftigen Arten geprägt. Die Verlandung erfolgt wegen der geringen Tiefe der Teiche in der Regel sehr schnell. Die Sukzession bringt oft Pflanzengesellschaften hervor, die eine Weiterentwicklung zu reich strukturierten Röhrichten und Weidengebüschen langfristig verhindern. Die Mehrheit der Teiche stellen ohne künstliche Aufrechterhaltung eines hohen Was-

serspiegels keine potentiellen Erlenbruchstandorte dar.
Zur Prognose der Vegetationsentwicklung in stillgelegten Teichen wurde ein neues, praxisbezogenes Verfahren, die Fitneß-Analyse, entwickelt.
Als Grundannahme gilt, daß die Aufgabe der Nutzung zu einer Umwälzung des Streß- und Störungsregimes führt, die zunächst das Einpendeln eines Gleichgewichtes von Vegetation und Standort verhindert. Bekannte Sukzessionsmuster sind auf solche Situationen nicht übertragbar. Die Prognose basiert deshalb auf das reaktive Potential der einzelnen Arten, das ihre Erfolgsaussichten in Phasen intensiven Wandels der Standortqualität bestimmt.

Grundlage des Verfahrens ist die Fitneß der Arten, die als Grad ihrer Adaptation an einem gegebenen Standortzustand definiert wird. Veränderungen der Standortqualität führen in der Regel zu einer Zu- oder Abnahme der Fitneß.
Die Fitneß wird durch eine standortbezogene Bewertung von Attributen der Lebensstrategien abgeschätzt. Den spezifischen Ansprüchen der Jungpflanzen wird bei der Ermittlung der Fitneß eine besondere Bedeutung beigemessen, da sie für den Regenerationserfolg einer Population entscheidend sind. Die Fitneß kann durch eine Zahl (Fitneß-Zahl) ausgedrückt werden, die einen Fitneß-Vergleich der vorkommenden Arten ermöglicht.
Die Sukzessionsprognose basiert auf einem Satz von qualitativ formulierten Annahmen über die Standortentwicklung sowie auf der Bewertung der Arteigenschaften vor Beginn der Sukzession und unter den neuen Standortbedingungen. Aus den Schwankungen der Fitneß-Zahlen konkurrierender Arten bei verschiedenen Standortzuständen läßt sich die Wahrscheinlichkeit ihres Vorkommens beim Standortwandel abschätzen.
Auf der Grundlage von Literaturrecherchen und eigenen Beobachtungen werden fitneßrelevante Eigenschaften der Teichpflanzen vorgestellt und ihre Ausprägungen für 40 in den untersuchten Teichen vorkommenden Makrophytenarten zusammengestellt.

Das Verfahren wird anhand von vier Beispielen erläutert. Die beiden ersten Fälle (Abwachsnutzung und Stillegung) belegen, daß die Ergebnisse der Fitneß-Analyse sich durch Geländebefunde bestätigen lassen. Die weiteren Beispiele (Schutzprogramm für Zwergbinsen-Gesellschaften und Aushagerungsversuch) zeigen, wie durch Einsatz des Verfahrens die Auswirkungen von zwei hypothetischen Managementkonzepten auf die Teichvegetation und somit die Eignung der aufgestellten Pflegepläne zum Erreichen der angestrebten Planungsziele getestet werden können.
Das vorgestellte Verfahren wurde zwar für aquatische Formationen entwickelt, ist aber prinzipiell auch zur Abschätzung der Vegetationsdynamik im terrestrischen Bereich geeignet.
Die Fitneß-Analyse wurde nicht zur theoretischen Auseinandersetzung mit Sukzessionsprozessen konzipiert, sondern versucht mit Hilfe von diagnostischen Arteigenschaften dem Bedarf der Naturschutzplanung an Instrumenten zur objektiven Effizienzprognose von Schutzprogrammen und Pflegemaßnahmen entgegenzukommen. Umfangreiche Meßprogramme und Simulationsmodelle sind zur Durchführung der Fitneß-Analyse nicht erforderlich. Eine sinvolle Anwendung setzt dagegen Expertenwissen vor.

Im letzten Hauptabschnitt der Untersuchung wird die Schutzwürdigkeit von extensiven Karpfenteichen vor dem Hintergrund möglicher Konflikte mit weiteren Nutzungen und Zielen des faunistisch orientierten Artenschutzes diskutiert. Die Bedeutung der untersuchten Teiche als Elemente der historischen Kulturlandschaft wird hervorgehoben.

Es werden verschiedene Entwicklungsziele der Naturschutzplanung an Karpfenteichen sowie ein Maßnahmenkatalog für ihre konkrete Umsetzung vorgestellt.
Die vegetationskundliche Inventarisierung in bewirtschafteten und stillgelegten Teichen zeigt, daß der Erhalt der schutzwürdigen submersen Vegetation am sichersten durch die Fortführung einer extensiven Nutzung zu erreichen ist. Abschließend werden deshalb Empfehlungen für ein Extensivierungsprogramm zum Erhalt der extensiven Karpfenteichwirtschaft in Schleswig-Holstein und zur Optimierung ihrer Umweltverträglichkeit formuliert.

Summary

This paper describes the aquatic and semi-aquatic vegetation of managed carp ponds in Schleswig-Holstein, Germany.
Carp raising has a long tradition in Central Europe. Since the Middle Age various types of ponds with specifical functions and ecological traits have been developed.
Pond management has a great influence on limnology, bottom soils and plant communities. Most of the ponds are drawn down at least one time at a year, mainly in autumn and remain drained untill being flooded again in early spring. By causing catastrophic damage to above-ground phytomass, the repeated drainage prevents the expansion of highly competitive species even in productive environments. The cyclical disturbance provides vacant niches on the bare ground of the ponds and allows the establishment of rare and endangered species which are usually restricted to oligotrophic and mesotrophic habitats.
The regeneration of plant communities is based on the propagule bank stored in the bottom of the ponds. This explains the high floristical richness of old ponds compared to new sites.

By using the phytosociological method of BRAUN-BLANQUET, it was possible to identify 69 vegetation units in carp ponds. The syntaxonomy turned out to be inadequate to describe the vegetation of heavily and periodically disturbed waterbodies because the existing classification of aquatic and semi-aquatic vegetation has been developed by studying natural, undisturbed systems.
A further consequence of the disturbance regime is that the occurance of species does not correlate with hydrochemical traits.
As a result, neither reliable syntaxonomical units nor indicating species can be used for the differenciation of vegetation types in managed carp ponds.
In this paper the types of vegetation are defined on the basis of cyclical assemblages of dominant plant populations which are determined by rhythms of management. Such structures can only be recognized in the time-dimension.

The second part of the study deals with successional phenomena after giving up the pond management. The first stages of succession are characterized by the disappearing of main parts of the submersed vegetation and of the less competitive species of the reed-belt so that the floristical diversity decreases impressively in the first 5 years. The late successional stages become dominated by a few, highly competitive species which inhibit the development of structural richness and even the establishment of shrubs like willows. A spontaneous evolution to elm-dominated wetland-forest seems to be improbable in most of the studied sites unless maintaining an artificially high water-level.
Field observations revealed that secundary succession in fallow ponds generates other patterns as in natural aquatic systems. However, almost no experiences have been made with ecological management of vegetation in ponds. The fitness-analysis as a new method to predict the success of species in the course of succession tries to fill this gap.
The fitness-analysis aims no theoretical approach on succession. Its central concern is to optimize the selection of management practices in nature conservation by improving the quality of prediction.

At the time of fallowing, the shifting from a disturbance-dominated regime to a stress-dominated regime modifies the management-dependant dynamics of vegetation. As a conse-

quence, no equilibrium of vegetation and environmental factors can establish in early stages. This is the reason why well-known successional patterns of lakes cannot be applied in abandoned ponds.
This paper proposes to base the prediction on the response of the species to changes of habitat quality. Each species shows an evaluable behaviour that determines its ability to survive in a changing habitat. This reactive potential is mainly dependant on attributes of the life-strategy.
The fitness of a species is defined as the degree of its adaptation to a given quality of habitat. It represents a conglomerate of life-strategy attributes which importance is varying along with changing traits of environment. As a result, changes in habitat cause an increase or of decrease of the fitness. For predicting succession, special regards have to be paid to the requirements of seedlings and juvenile plants.
The fitness can be expressed numerically as the sum of favorable (positive) and unfavorable (negative) attributes in a given situation. The fitness-index allows a comparison of the competitive ability of species and the prediction of their further occurance, expansion or vanishing under a new ecological situation.

Informations about fitness-attributes of 40 macrophytes from the studied ponds have been collected by field observations and bibliographical researches.
On the basis of this data-set, the fitness-analysis is demonstrated with 4 examples. The first two cases (management of a commercial footling pond and succession in an abandoned pond) show that field observations confirm the result of the fitness-analysis. The last two examples represent hypothetical management plans (promotion of species of the class *Isoeto-Nanojuncetea bufonii* and management for impoverishment of nutrients). They illustrate how the fitness-analysis can be used for simulating the effects of different management practices in nature conservation.
The fitness-analysis has been developed for the prediction of aquatic successional schemes but can also be used in terrestrial systems with comparable dynamics. For this method no exhaustive quantitative description and complex simulation of environmental factors are necessary, but an extensive knowledge of life stategies of plants and of vegetation dynamics.

In the last part of the study, the role of managed carp ponds for species conservation is discussed. The paper points out that carp ponds are typical features of the traditional rural landscape of Schleswig-Holstein.
As a conclusion, it is shown that a pond management at a level of low or medium intensity is the most appropriated way to conserve typical pond vegetation which soon vanishes if ponds are abandoned. Some concrete management practices are proposed to improve the compatibility of carp production to the requirements of nature conservation.

15. Literaturverzeichnis

AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.)(1960): Planungsatlas Schleswig-Holstein. - Deutscher Planungsatlas 3, 1-120. Bremen.

AKKERMANN, R. (Hrsg.) (1980): Tümpel - Teiche - Schlatts. - Inf. Natursch. Landschaftspfl. 2, 1-368.

ALTROCK, M. (1987): Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften. - Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 37, 1-128.

ANONYMUS (1988): Naturschutz mit oder gegen die Teichwirtschaft. - Fischer & Teichwirt 10/1988, 296-297.

ARBER, A. (1920): Waterplants. A study of aquatic angiosperms, 1-436. Cambridge.

ARTS, G. H. P. (1990): Aquatic Bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in the Netherlands. - Ann. Bot. Fennici 27, 19-32.

ARTS, G.H.P. & R.S.E.W. LEUVEN (1988): Floristic changes in shallow soft waters in relation to underlying environmental factors. - Freshwater Biology 20, 97-111.

ARTS, G.H.P.; J.H.H. SCHAMINÉE & P.J.J. VAN DEN MUNCKHOF (1988): Human impact on origin, deterioration and maintenance of Littorelletea-communities. Sympos. Synanthropic Flora and Vegetation V, Martin, Czechoslovakia, Aug. 22-27, 1988, 11-18.

ARTS, G.P.H.; VAN DER VELDE, G.; ROELOFS, J.G.M. & C.A.M. VAN SWAAY (1990): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. - Freshwater Biology 24, 287-294.

ASHTON, P.J. & D.S. MITCHELL (1989): Aquatic plants: patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. In: DRAKE, J.A. & H.A. MOONEY (Eds.) (1989): 111-154.

BAREAU, H. (1982): Contribution à l'étude phytosociologique des étangs de Dombes. Essai de synthèse des groupements aquatiques et subaquatiques au niveau européen. Thèse Doc. Ing. Univ. Paris-Sud. Polycopie, 1-174.

BARKO, J.W.; GUNNISON, D. & S.R. CARPENTER (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. - Aquatic Botany 41, 41-65.

BARKO, J.W. & R.M. SMART (1983): Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. - J. Ecol. 71, 161-175.

BARKO, J.W. & R.M. SMART (1986): Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. - Ecology 67(5), 1328-1340.

BARTHELMES, D. (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei, 1-252. Jena.

BARTHELMES, D. (1991): Eine fischereilich wünschenswerte Präzisierung des Begriffes der Gewässereutrophierung. - Verh. Ges. Ökol. 20, 619-623.

BARTLEY, M.R. & D.H.N. SPENCE (1987): Dormancy and propagation in helophytes and hydrophytes. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27, 139-155.

BAUSER, A. et al. (1987): Populationsdynamische Untersuchung der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischereilicher Nutzung in Oberschwaben. In: WEISSER, H. & A. KOHLER (Hrsg.) (1987): 95-122.

BENNDORF, J. (1988): Objectives and unsolved problems in ecotechnology and biomanipulation: a preface. - Limnologica (Berlin) 19 (1), 5-8.

BERGER, E. (1969): Die Unterscheidung der Schweizerischen *Potamogeton*-Arten. - Beiträge zur Kartierung der Schweizer Flora 1, 1-10.

BERGMEIER, E.; HÄRDTLE, W.; MIERWALD, U.; NOWAK, B. & C. PEPPLER (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. - Kieler Notizen 20/4 (1990), 92-103.

BERNHARDT, K.-G. (1987): Ersatzbiotop Geeste - Eine Chance für Arten- und Biotopschutz. - Natur & Landschaft 62(7/8), 306-308.

BERNHARDT, K.-G. (1990): Die Vegetationsentwicklung der Ufer- und Wasserfläche im Ersatzbiotop Geeste. - Landschaft + Stadt 22, 140-144.

BERNHARDT, K.-G. & R. SCHRÖPFER (1992): Einfluß des Bisams auf die Vegetation. Untersuchungen im Ersatzbiotop Geeste im Emsland. - Naturschutz und Landschaftsplanung 1/92, 20-26.

BEST, E.P.H. (1979): Growth substances and dormancy in *Ceratophyllum demersum*. - Physiol. Plant. 45, 399-406.

BEST, E.P.H. & J.T. MEULEMANS (1979): Photosynthesis in relation to growth and dormancy in *Ceratophyllum demersum*. - Aquatic Botany 6, 53-65.

BLAB, J. (1989[3]): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. - Schriftenr. Landschaftpfl. u. Natursch. 24, 1-257.

BLAB, J. et al. (1991): Naturschutzgroßprojekte des Bundes. Förderprogramme zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. - Natur & Landschaft 66/1, 3-9.

BLINDOW, I. (1988): Phosphorus toxicity in *Chara*. - Aquatic Botany 32, 393-395.

BLINDOW, I. (1992): Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. - Freshwater Biology 28, 15-27.

BLUME, H.-P.; SCHIMMING, C.G. & M. ZINGK (1987): Wasser-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins. BMFT-Forschungsbericht 03-7311-7. Kiel. Teil 1: Stoffdynamik, 1-70.

BOBROWSKI, U. & K. BÖTTGER (1983): Floristische Veränderungen am Schierenseebach (Naturpark Westensee, Schleswig-Holstein) als Folge von Gehölzpflanzungen. - Landschaft + Stadt 15 (2), 60-71.

BOHL, M. (1982): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen, 1-334. Frankfurt a. M.

BOHL, M. (1985): Fischproduktion und Vorfluterbelastung. - Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Bd. 39.

BÖHMER, J; BAUSER-ECKSTEIN, A. & H. RAHMANN (1988): Biologische und Chemische Untersuchungen zur Auswirkung der Gewässerversauerung auf Molche im Schwarzwald. - Verh. Dtsch. Zool. Ges. 81 (abstract).

BORNKAMM, R. et al. (1991): Liste populationsbiologischer Begriffe. In: SCHMID, B. & J. STÖCKLIN (Hrsg.)(1991): 9-13.

BOSTRÖM, B. et al. (1982): Phosphorus release from lake sediments. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 18, 5-59.

BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 1-330. Berlin.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964[3]): Pflanzensoziologie, 1-865. Wien/New-York.

BREBURDA, J. (1983): Reisböden und Reisanbau in der Volksrepublik China. In: ALKAEMPER, J. (Hrsg.)(1983): Möglichkeiten und Grenzen intensiver Bodennutzung in den Tropen und Subtropen. - Giessener Beiträge zur Entwicklungsforschung Reihe 1, Bd. 9, 49-62.

BREHM, K. (1985): Geschützte Teichgebiete. In: MEIER, O. G. (Hrsg.)(1985): 78-106.

BROCK, M.A. (1988): Flexibility of life cycle pattern as a mechanism for tolerance of fluctuations of environmental conditions by aquatic plants. - Verh. Internat. Verein. Hydrol. 23, 1949-1953.

BROCK, T.C.M.; MIELO, H. & G. OOSTERMEIJER (1989): On the life cycle and germination of *Hottonia palustris* L. in a wetland forest. - Aquatic Botany 35 (1989), 153-166.

BRÖNMARK, C. (1985): Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: an experimental approach. - Oikos 45, 26-30.

BRUX, H.; TODESKINO, D. & G. WIEGLEB (1987): Growth and reproduction of *Potamogeton alpinus* Balbis growing in disturbed habitats. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27, 115-127.

BRUX, H. et al. (1988): A study on floristic structure and dynamics of communities with *Potamogeton alpinus* Blabis in water bodies of the northern part of the Federal Republic of Germany. - Aquatic Botany 32, 23-44.

BRUX, H.; HEIM, R. & G. WIEGLEB (1989): Untersuchungen zu Lebenszyklus und Phänologie von *Potamogeton alpinus* Balbis und *P. natans* L. - Verh. Ges. Ökol (Essen 1988) Bd. XVIII, 665-670.

BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1989): Naturnaher Ausbau, Unterhaltung und Biotoppflege von Fließgewässern. Bibliographie Nr. 56. - Natur & Landschaft Sonderheft 12.

CARPENTER, S.R.; ELSER, J.J. & K.M. OLSON (1983): Effects of the roots of *Myriophyllum verticillatum* L. on sediment redox conditions. - Aquatic Botany 17, 243-249.

CARPENTER, S.R. & D.M. LODGE (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. - Aquatic Botany 26 (1986), 341-370.

CARPENTER, S.R. & N.J. McCREARY (1985): Effects of fish nests on pattern and zonation of submersed macrophytes in a soft water lake. - Aquatic Botany 22, 21-32.

CARSTENSEN, U. (1955): Laichkrautgesellschaften an Kleingewässern Schleswig-Holsteins. - Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 27(2), 144-170.

CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1980): *Pteridophyta und Anthophyta.* Teil 1: *Lycopodiaceae* bis *Orchidaceae.* In: PASCHER, A. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 23, 1-403. Jena.

CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1981): *Pteridophyta* und *Anthophyta.* Teil 2: *Sauruaceae* bis *Asteraceae.* In: PASCHER, A. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 24, 404-943. Jena.

CHEN, R.L. & J.W. BARKO (1988): Effects of freshwater macrophytes on sediment chemistry. - J. Freshwater Ecol. 4, 279-289.

CHOVANEC, A. & S. E. ENDEL (1990): Ökologische Ansprüche von Amphibien und Libellen als Richtlinie für die Planung von Feuchtgebieten. - Landschaft + Stadt 22(1), 26-32.

CLAUSNITZER, H.-J. (1983): Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. - Natur & Landschaft 58, 1983/4, 129-133.

CLAUSNITZER, H.-J. (1985): Die Auswirkung sommerlicher Austrocknung auf Flora und Fauna eines Teiches. - Natur & Landschaft 60, 1985/11, 448-451.

CLEMENTS, F.E. (1916): Plant succession: an analysis of the development of vegetation. - Publ. Carnegie Inst. Washington 242, 1-512.

CONNELL, J.H. & R.O. SLATYER (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. - American Naturalist 111, 1119-1144.

COOK, C.D.K. (1966): A monographic study of *Ranunculus subgenus Batrachium* (D.C.) A. Gray. - Mitt. Bot. München, Band VI, 47-237.

COOK, C.D.K. (1987): Dispersion in aquatic and amphibious vascular plants. In: CRAWFORD, R.M.M. (Ed.): Plant life in aquatic and amphibious habitats. Special Publ. British Ecol. Soc. 5. Oxford, 179-190.

COOK, C.D.K. (1990): Seed dispersal of *Nymphoides peltata* (S.G. Gmelin) O. Kuntze (*Menyanthaceae*). - Aquatic Botany 37 (1990), 325-340.

CORILLION, R. (1975): Flore des Charophytes (Characées) du Massif Armoricain et des contrées voisines d'Europe occidentale. In: Flore et végétation du Massif Armoricain Bd. IV, 1-214. Paris.

CRAWFORD, R.M.M. (1978): Metabolic adaptations to anoxia. In: HOOK, D.D. & R.M.M. CRAWFORD (Eds)(1978): Plant life in anaerobic environments. Ann Arbor: 119-136.

CRAWFORD, R.M.M. (Ed.)(1987): Plant life in aquatic and amphibious habitats, 1-452. - Special Publ. British Ecol. Soc. 5. Oxford.

CRAWFORD, S.A. (1977): Chemical, physical and biological changes associated with *Chara* succession. - Hydrobiologia 55, 209-218.

DACEY, J.W.H. (1980): Internal winds in water-lilies: an adaption for life in anaerobic sediments. - Science 210, 1017-1019.

DAHL, H.-J. & M. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). - Naturschutz Landschaftpfl. Niedersachs. Heft 18, 5-120.

DEHUS, P. (1990): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Süßwasserfische und Neunaugen. 2. Fassung, 1-20. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

DEN HARTOG, C. & S. SEGAL (1964): A new classification of water-plant communities. - Acta Bot. Neerl. 13, 367-393.

DENNY, P. (1987): Mineral cycling by wetland plants - a review. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27, 1-25.

DERSCH, G. (1986): Zur Verbreitung der *Callitriche*-Arten (Wassersterne) in Niedersachsen. - Gött. Flor. Rundb. 20(2), 79-100.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1967): Klima-Atlas von Schleswig-Holstein, Hamburg und Bremen, 1-435 (mit 63 Karten und 11 Diagrammtafeln. Offenbach am Main.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1990): Das Wetter 1990 in Schleswig-Holstein. - Deutscher Wetterdienst/ Wetteramt Schleswig.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1991): Das Wetter 1991 in Schleswig-Holstein. - Deutscher Wetterdienst/ Wetteramt Schleswig.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1992): Das Wetter 1992 in Schleswig-Holstein. - Deutscher Wetterdienst/ Wetteramt Schleswig.

DIDION, A. & K. HANDKE (1989): Zum Einfluß der Nutzung und Größe von Weihern und Teichen im Saarbrücker Raum auf die Artenvielfalt der Libellen. - Natur & Landschaft 64, 1989/1, 14-17.

DIERKING-WESTPHAL, U. (1988): NSG "Rixdorfer Teich und Umgebung". In: MEIER, O.G. (Hrsg.)(1988): 111-120.

DIERKING-WESTPHAL, U. (1990): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Amphibien und Reptilien. 2. Fassung, 1-14. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

DIERSSEN, K. (1975): Littorelletea uniflorea Br.-Bl. et Tx. 1943 - Prodromus der Europäischen Pflanzengesellschaften 2, 1-151.

DIERSSEN, K. (1990a): Leitlinie für die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen zur Kontrolle der Effektivität des Naturschutzes in Schleswig-Holstein. - Grüne Mappe 1990, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein (Hrsg.), 9-13.

DIERSSEN, K. (1990b): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde), 1-241. Darmstadt.

DIERSSEN, K. et al. (1988[2]): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6, 1-157.

DINKA, M. (1990): Der Einfluß unterschiedlicher Abwässer auf Röhrichtebestände am Balaton-See. In: SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.) (1990): 191-198.

DITTRICH, A. & B. WESTRICH (1990): Erosionserscheinungen und Schilfrückgang in der Flachwasserzone des Bodensees. In: SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.) (1990): 86-93.

DRAKE, J.A. & H.A. MOONEY (Eds.)(1989): Biological invasions: a global perspective. - Scope 37. Wiley & Sons/ Chichester.

DREHWALD, U. & E. PREISING (1991): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Moosgesellschaften. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. Heft 20/9, 1-202.

DYKYJOVA, D. & J. KVET (Eds.) (1978): Pond littoral ecosystems. Structure and functioning. Ecological Studies Vol. 28, 1-464. Berlin/Heidelberg/New-York.

EBER, W. (1977): Die Therophytenvegetation der Ahlhorner Teiche. - Drosera 77(1): 9-13.

ELLENBERG, H. et al (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18, 1-248.

EINSELE, W. (1938): Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisen-Phosphat-Systemen unter limnologischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. - Arch. Hydrobiol. 33, 361-387.

FALINSKA, K. (1991): Plant demography in vegetation succession, 1-210. Dordrecht/Boston/London.

FARMER, A.M. & M.S. ADAMS (1989): A consideration of the problem of scale in the study of the ecology of aquatic macrophytes. - Aquatic Botany 33, 177-189.

FINK, H.G.; VIBRANS, H. & I. VOLLMER (1991): Synopse der Roten Listen Gefäßpflanzen. Übersicht der Roten Listen und Florenlisten der Bundesländer, der Bundesrepublik Deutschland (vor dem 3. Oktober 1990) sowie der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik. - Schriftenreihe f. Vegetationskunde 22, 1-131.

FISCHER, C. (1984): Libellen Schleswig-Holsteins. - Mitt. Zool. Museum Univ. Kiel, Suppl. 2, 1-44.

FISCHER, W.R. (1981): Limnische Unterwasserböden. Habilitationsschrift Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München-Weihenstefan, 1-287. Weihenstefan.

FOERSTER, E. (1971): Bestimmungsschlüssel für Binsen nach vorwiegend vegetativen Merkmalen. - Gött. Flor. Rundb. 2/71, 19-23.

FOERSTER, E. (1972): Die Gattung *Eleocharis*. Gött. Flor. Rundb. 4/72, 96-101.

FOERSTER, E. (1982): Schlüssel zum Bestimmen von dreizeiligen Riedgräsern des Nordwestdeutschen Flachlandes nach vorwiegend vegetativen Merkmalen. Gött. Flor. Rundb. 16(1/2), 3-21.

FORSBERG, C. (1964): Phosphorus, a maximum factor in the growth of *Characeae*. - Nature 201, 517-518.

FORSBERG, C.; KLEIVEN, S. & T. WILLEN (1990): Absence of allelopathic effects of *Chara* on phytoplankton in situ. - Aquatic Botany 38, 289-294.

FRAHM, J.P. & W. FREY (1989[3]): Moosflora, 1-522. Stuttgart.

FRANKE, T. (1987): Pflanzengesellschaften der Fränkischen Teichlandschaft. - Ber. Naturf. Ges. Bbg. 61(2)/1986, 1-192.

FRANKENBERG, P. (1982): Vegetation und Raum. Konzepte der Ordinierung und Klassifizierung, 1-245. UTB 1177. Paderborn.

FRANKLAND, B.; BARTLEY M.R. & D.H.N. SPENCE (1987): Germination unter water. In: CRAWFORD, R.M.M. (Ed.): Plant life in aquatic ans amphibious habitats. Special Publ. British Ecol. Soc. 5. Oxford, 167-177.

FRENZEL, B. (1992): Die Ufer- und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees, 1-79. Unveröff. Diplomarbeit. Bot. Inst. Univ. Kiel.

FUKAHARA, H. & M. SAKAMOTO (1987): Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. - Oikos 48, 312-320.

GALUNDER, R. (1988): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen der Talsperren des Oberbergischen Kreises unter Berücksichtigung ihrer Standortverhältnisse. - Decheniana 141, 58-85.

GAMS, H. (1925): Wasserpflanzen als Indikatoren. - Fisch. Z. 28(43), 914-918.

GILDEMEISTER, R. (1991): Betretungsrechte in Flur und Wald nach den Naturschtuzgesetzen und Forst- bzw. Waldgesetzen des Bundes und der Länder. Beilage in: - Natur & Landschaft 66/4.

GLEASON, H.A. (1926): The individualistic concept of the plant association. - Bull. Torrey Bot. Club 53, 7-26.

GLENN-LEWIN, D.C. (1980): The individualistic nature of plant community development. - Vegetatio 43, 141-146.

GLITZ, D.; HOHMANN, H.-J. & W. PIPER (1989): Artenschutzprogramm Libellen in Hamburg. - Freie und Hansestadt Hamburg, Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg, Schriftenreihe der Umweltbehörde H. 26, 1-92.

GLÜCK, H. (1905): Biologische und morphologische Untersuchungen über Wasser- und Sumpfgewächse. Erster Teil: Die Lebensgeschichte der europäischen Alismaceen. 1-312. Jena.

GLÜCK, H. (1906): Biologische und morphologische Untersuchungen über Wasser- und Sumpfgewächse. Zweiter Teil: Untersuchungen über die mitteleuropäischen *Utricularia*-Arten, über die Turionenbildung bei Wasserpflanzen, sowie über *Ceratophyllum*. 1-256. Jena.

GLÜCK, H. (1924): Biologische und morphologische Untersuchungen über Wasser- und Sumpfgewächse. Vierter Teil: Untergetauchte und Schwimmblattflora. 1-746. Jena.

GODWIN, H. (1923): Dispersal of pond floras. - J. Ecol. 11, 160-164.

GRAY, A.J.; CRAWLEY, M.J. & P.J. EDWARDS (Eds.)(1987): Colinization, succession and stability. The 26th Symposium of The British Ecological Society. B.E.S. Special Publication, 1-482. Oxford.

GRELL, H. (1989): Synonyme und deutsche Artnamen zur Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. - Mitt. AG Geobot. Schles.-Holst./Hamb. Sonderreihe H. 1, 1-60.

GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes, 1-222. Chichester/New-York/ Brisbane/Toronto.

GROTHE, E. (1980): Zur Verbreitung der Seekanne (*Nymphoides peltata*) im Gebiet von Ems und Hase mit Bemerkungen zu den Biotopansprüchen. In: AKKERMANN, R. (Hrsg.) (1980): 142-153.

GUNZELMANN, T. (1987): Die Erhaltung der historischen Kulturlandschaft. Angewandte Historische Geographie des ländlichen Raumes mit Beispielen aus Franken. - Bamberger Wirtschaftsgeogr. Arb. Heft 4, 1-319.

GUPPY, H.B. (1892): The river Thames as an agent in plant dispersal.- J. Linn. Soc. 29.

GUPPY, H.B. (1894-1897): Germination of seeds of aquatic plants. - Proc. Royal Phys. Soc. Edinb. XIII, 344-360.

HAAG, R.W. (1979): The ecological significance of dormancy in some rooted aquatic plants. - J. Ecol. 67, 727-738.

HAGSTRÖM, J.O. (1916): Critical Researches on the Potamogetons. - Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar Band 55 No. 5, 1-286. Stockholm.

HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie, 1-342. UTB Bd. 1650. Stuttgart.

HÄRDTLE, W. (1990): Potentielle natürliche Vegetation. Überlegungen zum theoretischen Konzept und zur Methode der Kartierung (dargestellt am Gebiet der Topographischen Karte 1623 Owschlag). 1-86, Dissertation Universität Kiel.

HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland, 1-768. Stuttgart.

HARRIS, S.W. & W.H. MARSHALL (1963): Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. - Ecology 44, 331-343.

HECKMAN, C. (1981): The mechanics of penetration by fruit of *Bidens cernua* L. (Compositae) into the cephalic region of Cyprinids. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 66/1, 127-132.

HEGI, G. (Hrsg.) (1965 ff.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. München.

HEHMANN, F. & H. ZUCCHI (1985): Fischteiche und Amphibien - Eine Feldstudie. - Natur & Landschaft 60, 1985/10, 402-408.

HEJNY, S. (1960): Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den Slowakischen Tiefebenen (Donau- und Theissgebiet), 1-487. Bratislava.

HEJNY, S. (1985): Expansion and retreat of aquatic macrophyte communities in South Bohemian fishponds during 35 years (1941-1976). - Vegetatio 59, 243-245.

HEJNY, S. & Z. HROUDOVA (1987): Plant adaptations to shallow water habitats. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27, 157- 166.

HEJNY, S. & S. HUSAK (1978): Higher Plant Communities. In: DYKYJOWA, D. & J. KVET (Eds.)(1978): 23-64.

HIEMEYER, F. (1987): Die Vegetation abgelassener Weiher - Beobachtungen und Erkenntnisse. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 58, 45-51.

HILBIG, W. (1971): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. Teil 1: Die Wasserpflanzengesellschaften. - Hercynia NF 8(1971), 4-33.

HILD, J. (1964): Vegetationskundliche Untersuchungen an einigen niederrheinischen Meeren. - Ber. Deutsch. Bot. Ges. 77 (1964), 301-312.

HOFMANN, J. (1979[5]): Der Teichwirt. Hamburg, Berlin.

HOFMANN, J., GELDHAUSER, R.F. & P. GERSTNER (1987[6]): Der Teichwirt. Anleitung zur Zucht und Haltung des Karpfens im Haupt- und Nebenbetrieb, einschließlich der Nebenfische, 1-253. Hamburg, Berlin.

HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1: Gefährdung und Schutz. Teil 1: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg. Grundlagen, Biotopschutz, 1-724. Stuttgart.

HOYA, K. & K. STROTHMANN (1990): Speicherbecken Geeste: Planung, Ausführung und lokalpolitische Hintergründe. - Landschaft + Stadt 22(4), 136-139.

HRBACEK, J., DVORAKOVA, M., KORINEK, V. & L. PROCHASKOVA (1961): Demonstration of the effect of fish stock on the species composition and the intensity of metabolism of the whole plankton association. - Verh. Int. Verein. Limnol. 14, 192-195.

HUBERT, R. (1991): Die Aischgründer Karpfenteichwirtschaft im Wandel. Eine wirtschafts- und sozialgeographische Untersuchung. - Passauer Schriften zur Geographie Heft 9, 1-76.

HUTCHINSON, E.G. (1975): A treatise of limnology. Vol. III: Limnological botany, 1-660. New-York.

JANSEN, W. (1986) Flora des Kreises Steinburg. - Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 36, 1-403.

JANSSON, M. et al. (1988): Phosphorus Release from Lake Sediments. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 30, 90-93.

JAYNES, M.L. & CARPENTER, S.R. (1986): Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. - Ecology 67(4), 875-882.

JEDICKE, E. (1992): Die Amphibien Hessens. 1-152. Stuttgart.

JENSEN, S. (1979): Classification of lakes in Southern Sweden on the basis of their macrophyte composition by means of multivariate methods. - Vegetatio 39(3), 129-146.

JENSEN-HUSS, K. (1990): Raumzeitliche Analyse atmosphärischer Stoffeinträge in Schleswig-Holstein und derer ökologische Bewertung, 1-289. Dissertation, Universtät Kiel.

JERMY, A.C., CHATER, A.O. & R.W. DAVID (1982[2]): Sedges of the British Isles. BSBI Handbook No. 1, 1-268. Botanical Society of the British Isles. London.

JUNGE, P. (1906): In Schleswig-Holstein beobachtete Formen und Hybriden der Gattung *Carex*. - Verh. d. Naturw. Vereins in Hamburg 3. Folge XIV, 93-119.

JUNGE, P. (1908): Die *Cyperaceae* Schleswig-Holsteins. - Jahrb. Hamburgischen Wiss. Anstalten XXV. 1907, 3. Beiheft: Arb. der Botanischen Staatsinstitute, 1-277.

KAINZ, E. (1985): Zur Auswirkung von Karpfenteichabflüssen auf die Wasserqualität von Vorflutern. - Österreichs Fischerei 38, 88-96.

KAIRESALO, T. & T. MATILAINEN (1988): The importance of low flow rates to the phosphorus flux between littoral and pelagial zones. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 2210-2215.

KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Landschaftsökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes. - Dissertationes Botanicae 27, 1-345.

KAULE, G. (1991[2]): Arten- und Biotopschutz. UTB Grosse Reihe. 1-519. Stuttgart.

KAUTZKY, L. (1988): Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. - Oikos 53, 126-135.

KAWAI, T.; OTSUKI, A.; AIZAKI, M. & M. NISHIKAWA (1985): Phosphate release from sediment into aerobic water in a eutrophic shallow lake, L. Kasumigaura. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 3316-3322.

KEMP, W.M. & L. MURRAY (1986): Oxygene release from roots of the submersed macrophyte *Potamogeton perfoliatus* L.: regulating factors and ecological implications. - Aquatic Botany 26, 271-283.

KIRSCHNING, I. (1991): Sonnenscheindauer und Niederschlag in Schleswig-Holstein von 1968 bis 1990. - Flensburger Regionale Studien 4: Andert sich das Sommerklima in Schleswig-Holstein?, 7-88.

KLOSOWSKI, S. (1988): Ökologische Amplitude und Zeigerwert der häufigeren Röhrichtgesellschaften im nordöstlichen Teil Polens. - Limnologica (Berlin), 109-125.

KLOSOWSKI, S. & H. TOMASZEWICZ (1989): Habitat conditions of the phytocoenoses of Myriophylletum alterniflori Lemée 1937 em. Siss. 1943, Myriophylletum verticillati Soó 1927 and Myriophylletum spicati Soó 1927 in Poland. - Aquatic Botany 35, 337-356.

KNIEF, W.; BERNDT, R. K.; BUSCHE, G. & B. STRUWE (1990): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Vogelarten. 3. Fassung, 1-28. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

KOCH, W., BANK, O. & G. JENS (1982[5]): Fischzucht. Lehrbuch für Züchter und Teichwirte, 1-235. Hamburg/Berlin.

KÖCK, U.-V. (1983): Zur Vegetation der stehenden Gewässer der Dübener Heide. - Hercynia N.F. 20(1983)2, 148-177.

KOHLER , A. (1988): Veränderungen in der Vegetation süddeutscher Fließgewässer seit Anfang der 70er Jahre. In: KOHLER, A. & H. RAHMANN (Hrsg.)(1988), 143-148.

KOHLER, A. & H. RAHMANN (Hrsg.) (1988): Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Januar 1988, 1- 270. Stuttgart.

KONOLD, W. (1987a): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil 1: Geschichte - Kultur. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 52 (1), 1-200.

KONOLD, W. (1987b): Oberschäbische Weiher und Seen. Teil 2: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 52 (2), 201-634.

KONOLD, W., SCHÄFER, O. & A. KOHLER (1990): Wasserpflanzen als Bioindikatoren, dargestellt am Beispiel kleinerer Stillgewässer Oberschwabens und der Franche Comté. In: ZINTZ, K., RAHMANN, H. & H. WEISSER (Hrsg.)(1990), 167-181.

KORINEK, V. et al. (1987): Carp ponds of Central Europe. In: MICHAEL, R.G. (Ed.) (1987), 29-62.

KORNECK, D. (1960): Beobachtungen an Zwergbinsengesellschaften im Jahr 1959. - Beitr. Naturk. Forsch. SW-Deutsch. 1960, 101-110.

KOVACS, M. (1990): Zusammenfassende Wertung der Ursachen des Schilfsterbens in Ungarn. In: SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.) (1990): 49-57.

KRAUSCH, H.-D. (1964a): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. Teil I: Die Gesellschaften des offenen Wassers. - Limnologica 2(2), 145-203.

KRAUSCH, H.-D. (1964b): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. Teil II: Röhrichte und Großseggengesellschaften, Phragmitetea Tx. & Prsg. 1942. - Limnologica 2(4), 423-482.

KRAUSE, W. (1976): Characeen aus Bayern. Teil 1: Bestimmungsschlüssel. - Ber. Bayr. Bot. Ges. 47, 229-257.

KRAUSE, W. (1980a): Zur Gesellschaftsbildung der Characeen in der Oberrheinebene. - Phytoceonologia 7 (Festband TÜXEN), 305-317.

KRAUSE, W. (1980b): Die Lebensformen der Characeen unter dem Wasserregime des Oberrheins. Ber. Int. Symp. IVV: Epharmonie, 51-62.

KRAUSE, W: (1981): Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. - Limnologica (Berlin) 13(2), 399-418.

KRAUSE, W. (1985): Über die Standortsansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern-Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* (Desvaux) J. Groves. - Carolinea 42, 31-42.

KRAUSE, W. & G. LANG (1977): Charetea fragilis. - In: OBERDOR-FER, E. (1977[2]): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 1. Stuttgart/New-York, 78-88.

KRIEG, H. & L. KIES (1989): Artenschutzprogramm Armleuchteralgen (Charophyta) und Süßwasser-Rotalgen (Rhodophyta) im Gebiet der Freien und Hansestadt Hamburg. - Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg - Schriftenreihe der Umweltbehörde H. 30, 1-39.

KUHLMANN, H. (1988): Gasblasenkrankheit der Fische. - Fischer und Teichwirt 5/1988, 130-134.

LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (1981): Zur Situation der Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein. Heft 3, 1-109. Kiel.

LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (1985a): Artenhilfsprogramm Rotbauchunke. Artenschutzprogramm Schleswig-Holstein, 1-38. Kiel.

LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (1985b): Artenhilfsprogramm Laubfrosch. Artenschutzprogramm Schleswig-Holstein, 1-132. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1978): Untersuchung des Zustandes und der Benutzung der Stör von der Quelle bis zur Mündung. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1980a): Güteläangsschnitt Linnau. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1980b): Güteläangsschnitt Trittauer Mühlenbach. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1986a): Güteläangsschnitt Mühlenau. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1986b): Güteläangsschnitt Hagener Au und Salzau. Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991): Grundsätze zum Schutz und zur Regeneration von Gewässern, 1-192. Kiel.

LANDOLT, E. (1986): The family of *Lemnaceae* - a monographic study. Vol. 1. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 71, 1-566.

LAZAREK, S. (1986): Responses of the *Lobelia*-Epiphyte complex to liming of an acidified lake. - Aquatic Botany 25, 73-81.

LEISTER, I. (1953): Der Einfluß der Drainage auf das Landschaftsbild im Osten Schleswig-Holsteins. - Schr. Geogr. Inst. Univ. Kiel, Sonderbd. Festschrift O. SCHMIEDER, 180-185.

LENHART, B. & C. STEINBERG (1982): Zur Limnologie des Starnberger Sees. Informantionsbericht 3/82 des Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

LILLIEROTH, S. (1950): Über Folgen kulturbedingter Wasserstandsschwankungen für Makrophyten- und Planktongemeinschaften in seichten Seen des südschwedischen Oligotrophiegebietes. - Acta Limnologica 3, 1-288.

LINDNER, M. & K. MÜLLER (1984): Die Vegetationsverhälnisse des Lebrader Moores. - Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 33, 132-186.

LITAV, M. & Y. LEHRER (1978): Effects of ammonium in water on *Potamogeton lucens*. - Aquatic Botany 5, 127-138.

LÖFGREN, S. & S.-O. RYDING (1985a): Apatite ionic products in different eutrophic sediments. - Verh. Internat. Verein. Lim-nol. 22, 3323-3328.

LÖFGREN, S. & S.-O. RYDING (1985b): Apatite solubility and microbial activities as regulators of internal loading in shallow, eutrophic lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 3329-3334.

LOHAMMAR, G. (1938): Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen, V: Beziehungen zwischen Wasserchemie und Wasservegetation. - Symp. Bot. Upsala 3(1), 1-252.

LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahmen von Dauerquadraten. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Sympos. IVV Rinteln (1973), 613-617.

LÜÖND, A. (1983): Das Wachstum von Wasserlinsen (*Lemnaceae*) in Abhängigkeit des Nährstoffangebots, insbesondere Phosphor und Stickstoff.- Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 80, 1-116.

LÜTT, S. (1989): Vegetationskundliches Gutachten der Feuchtgebiets-Kernflächen des Garrensees, Plötschersees und der Schwarzen Kuhle. Gutachten erstellt i. A. des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 1-109. Kiel (unveröff.).

LUTHER, H. (1983): On life forms, and above-ground and underground biomass fo aquatic macrophytes. - Acta Bot. Fennica 123, 1-23.

McARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): The Theory of island biogeography, 1-203. Princeton.

Mc CREARY, N.J. (1991): Competition as a mechanism of submersed macrophyte community structure. - Aquatic Botany 41, 177-193.

MADSEN, J.D. (1991): Resource allocation at the individual plant level. - Aquatic Botany 41, 67-86.

MADSEN, T.V. & K. SAND-JENSEN (1991): Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. - Aquatic Botany 41, 5-40.

MÄKIRINTA, U. (1981): Die Berücksichtigung der Synusien bei der Beschreibung der Wasservegetation mit der floristisch-soziologischen Methode. - Ber. Int. Symp. IVV: Syntaxonomie (Rinteln 31.3 - 3.4.1980), 169-177.

MARVAN, P., KOMAREK, J., ETTL, H. & J. KOMARKOVA (1978): Structure and functioning of algal communities in fishponds. In: DYKYJOWA, D. & J. KVET (Eds.) (1978), 295-340.

MANG, W.C. (1981): *Epilobium* (Weidenröschen) in norddeutschen Berg- und Flachland und Hinweise auf angrenzende Gebiete. Gött. Flor. Rundb. 3/81, 55-64.

MEHL, U. (1988): Geplante Naturschutzgebiete. In: MEIER, O. G. (Hrsg.) (1988), 204-219.

MEIER, O. (Hrsg.) (1985): Die Naturschutzgebiete in Schleswig-Holstein Bd. 3: Die Naturschutzgebiete des Kreises Rendsburg-Eckernförde und der Stadt Neumünster, 1-160. Heide.

MEIER, O. (Hrsg.) (1988): Die Naturschutzgebiete in Schleswig-Holstein Bd. 6: Die Naturschutzgebiete im Kreis Plön und in der Stadt Kiel, 1-234. Heide.

MELF (Hrsg.)(1982): Gewässergütekarte Schleswig-Holstein.

MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. - Dissertationes Botanicae 34, 1-195.

MELZER, A. (1985): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren. - Naturwissenschaften 72, 456-460.

MELZER, A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: KOHLER, A. & RAHMANN, H. (Hrsg.) (1988), 106-115.

MELZER, A. & E. ROTHMEYER (1983): Die Auswirkung der Versauerung der beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makrophytenvegetation. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 54, 9-18.

MENNEKING, H. (1982): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. - Natur & Landschaft 57, 1982/11, 389-391.

MICHAEL, R.G. (Ed.) (1987): Managed aquatic ecosystems. Ecosystems of the World Vol. 29, 1-166. Amsterdam/Oxford/New-York/Toronto.

MOHR, E.C.J.; VAN BAREN, F.A. & J. VAN SCHUYLENBRORGH (1972): Tropical Soils. A comprehensive study of their genesis, 1-481. The Hague/Djakarta/Paris.

MIERWALD, U. (1987): Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. - Kieler Notizen 19(1), 1-41.

MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. - Mitt. AG Geobot.Schlesw.-Holst. u. Hamb. 39, 1-236.

MIERWALD, U. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. 3. Fassung, 1-44. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.) Kiel.

MILES, J. (1987): Vegetation succession: past and present perceptions. In: GRAY, A.J.; CRAWLEY, M.J. & P.J. EDWARDS (Eds) (1987): 1-29.

MITCHELL, S.F.; HAMILTON, D.P.; McGIBBON, W.S.; NAYER, P.K.B. & R.N. REYNOLDS (1988): Interrelations between phytoplankton, submerged macrophytes, black swans (*Cygnus atratus*) and zooplankton in a shallow New-Zeeland lake. - Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol. 73, 145-170.

MOORE, J.A. (1986): Charophytes of Great Britain and Ireland. BSBI Handbook No. 5, 1-140. Botanical Society of the British Isles/London.

MORTIMER, C.H. (1941): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (Parts I and II). - J. Ecol. 29, 280-329.

MÜLLER, C. & F. MÜLLER (1992): Umweltqualitätsziele als Intrumente zur Integration ökologischer Forschung und Anwendung. In: KUHNT, G. & R. ZÖLITZ-MÖLLER (Hrsg.)(1992): Beiträge zur Geoökologie aus Forschung, Praxis und Lehre. Festschrift O. FRANZLE. Kieler Geogr. Schriften Bd. 85, 131-166.

MUENSCHER, W.C. (1936): The germination of seeds of *Potamogeton*. - Annals of Botany, Vol. L. No. CC., 807-821.

MURPHY, K.J.; RØRSLETT, B. & I. SPRENGUEL (1990): Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: An international example. - Aquatic Botany 36, 303-323.

NEUMANN, A. (o.J.): Vorläufiger Bestimmungsschlüssel für *Carex*-Arten Nordwestdeutschlands im blütenlosen Zustand. 1-35. DJN.

NOBLE, I.R. & R.O. SLATYER (1980): The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. - Vegetatio 43, 5-21.

NOHL, W. (1977): Messung und Bewertung der Erlebniswirksamkeit von Landschaften. KTBL-Schrift 218, 1-36. Münster-Hiltrup.

NYSTRÖM, R.L. & K.E. MANTAI (1983): Nutrient interrelationship between sediment, lake water and *Myriophyllum spicatum*. In: Proc. Int. Symp. Aquatic Macrophytes, Nijmegen, Sept.1983, 165-171.

OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Bd. 1, 1-311. Stuttgart, New-York.

OBERDORFER, E. (1979[4]): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 1-997. Stuttgart.

OBERMEIER, R. (1989): Häufige Wasserpflanzen in Fischteichen. Photodokumentation. - Fischer und Teichwirt 9/1989, S. 268.

OPUSZINSKI, K. (1987): Fresh-water pond ecosystems managed under moderate european climate. In: MICHAEL, R.G. (Ed.) (1987), 63-91.

OZIMEK, T. & L. KLEKOT (1979): *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. in ponds supplied with post-sewage water. - Aquatic Botany 7, 231-239.

OZIMEK, T.; PIECZYNSKA, E. & A. HANKIEWCZ (1991): Effects of filamentous algae on submerged macrophyte growth: a laboratory experiment. - Aquatic Botany 41, 309-315.

OZIMEK, T. & A. PREJS (1976): Biomass and distribution of underground parts of *Potamogeton perfoliatus* L. and *Potamogeton lucens* L. in Mikolajskie Lake, Poland. - Aquatic Botany 2, 309-316.

PARDEY, A. (1992): Die Vegetation sekundärer Kleingewässer in Nordwestdeutschland - Syndynamische und synökologische Aspekte. Dissertation, Universität Hannover. Polykopie.

PASSARGE, H. (1982): Hydrophyten-Vegetationsaufnahmen. - Tuexenia 2, 13-21.

PASSARGE, H. (1992): Mitteleuropäische Potamogetonetea I. (mit 12 Tabellen). - Phytocoenologia 20/4, 489-527.

PEET, R.K. & N.L. CHRISTENSEN (1980): Succession: A population process. - Vegetatio 43, 131-140.

PEARSALL, W.H. (1920): The aquatic vegetation of the English Lakes. - J. Ecol. 8, 163-199.

PFADENHAUER, J.; LÜTKE TWENHÖVEN, F.; QUINGER, B. & S. TEWES (1985): Trittbelastung an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 45, 1-80.

PHILIPPI, G. (1968): Zur Kenntnis der Zwergbinsengesellschaften (Ordnung der Cyperetalia fusci) des Oberrheingebietes. - Veröff. Landesst. Natursch. u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 37, 65-130.

PHILIPPI, G. (1978): Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. - Beih. Veröff. Natursch. u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 11, 99-134.

PHILIPPI, G. (1984): Bidentetea-Gesellschaften aus dem südlichen und mittleren Oberrheingebiet. - Tüxenia 4, 49-79.

PIECZYNSKA, E. (1986): Sources and fate of detritus in the shore zone of lakes. - Aquatic Botany 25, 153-166.

PIETSCH, W. (1963): Vegetationskundliche Studien über die Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften in der Nieder- und Oberlausitz. - Abh. u. Ber. des Naturk. Museums Görlitz 38/2, 1-80.

PIETSCH, W. (1973): Beitrag zur Gliederung der europäischen Zwergbinsengesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. 43). - Vegetatio 28 (5/6), 401-438.

PIETSCH, W. (1985): Chorologische Phänomene in Wasserpflanzengesellschaften Mitteleuropas. - Vegetatio 59, 97-109.

PIETSCH, W. & W.R. MÜLLER-STOLL (1968): Die Zwergbinsen-Gesellschaften der nackten Teichböden im östlichen Mitteleuropa, Eleocharito-Caricetum bohemicae. - Mitt.flor.-soz. Arbeitsgem. NF 13, 14-47.

PIETSCH, W. & W.R. MÜLLER-STOLL (1974): Übersicht über die im brandenburgischen Gebiet vorkommenden Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea). - Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 109/111, 56-95.

PIONTKOWSKI, H.-U. (1970): Untersuchungen zum Problem des Atlantischen Klimakeils. - Mitt. AG Floristik Schlesw.-Holst. u. Hamb. 18, 1-217.

POKORNY, J. et al. (1984): Production-ecological analysis of a plant community dominated by *Elodea canadensis* Michx. - Aquatic Botany 19, 263-292.

POLTZ, J. (1980): Some studies on the problem of "Treibmudde" in Steinhuder Meer. In: DOKULIL, M., METZ, H. & D. JEWSON (Eds.) (1980): Shallow lakes. Contributions to their limnology. Proceedings of a Symposium, held at Illmitz, Austria. Sept. 23-30, 1979. - Developments in Hydrobiology 3, 3-10.

POSCHLOD, P. (1991): Diasporen in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: SCHMID, B. & J. STÖCKLIN (1991): 15-35.

POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - Abh. Landesmus. NatKde Münster/Westf. 42(2), 1-156.

PREISING, E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20/8: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers, 47-161.

PREUSS, S. (1991): Umweltkatastrophe Mensch - Über unsere Grenzen und Möglichkeiten, ökologisch bewußt zu handeln, 1-203. Reihe Umweltpsychlogie. Stuttgart.

PRIBAN, K.; ONDOK, J.P. & J. JENIK (1986): Pattern of temperature and humidity in wetland biotopes. - Aquatic Botany 25, 191-202.

PROCTOR, V.W. (1967): Storage and germination of *Chara* oospores. - Journal of Phycology 3, 90-92.

RAABE, E.W. (1979): Über die Entwicklung der Kleingewässer, dargestellt am Beispiel der Gemeinde Heikendorf. - Die Heimat 86 (4), 53-56.

RAABE, E.W. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs, 1-654. DIERSSEN, K. & U. MIERWALD (Hrsg.). Neumünster.

RAABE, E.W.; BROCKMANN, C. & K. DIERSSEN (1982): Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein. - Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 32, 1-317.

RAHMANN, H.; ZINTZ, K. & M. HOLLNAICHER (1988): Oberschwäbische Kleingewässer. Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 56, 1-212.

RATTRAY, M.R.; HOWARD-WILLIAMS, J.M. & J.M.A. BROWN (1991): Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. - Aquatic Botany 40, 225-237.

REICHEL, D. (1984): Die Vegetation stehender Gewässer in Oberfranken. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 55, 5-23.

REICHEL, D. & E. WALTER (1990): Zur Verbreitung von Unterwasserpflanzen der Gattungen *Potamogeton*, *Najas* und *Zannichellia* in Oberfranken. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 61, 235-244.

REICHELT, G. & O. WILMANNS (1973): Vegetationsgeographie. Praktische Arbeitsweisen, 1-212. Braunschweig.

REICHLE, G. (1989): Ein Thema für Ausgleichszahlungen: Kalk in Karpfenteichen. - Fischer und Teichwirt 8/1989, 224-225.

REICHLE, G. (1990): Vom Kalk in Teichen. - Fischer und Teichwirt 5/1990, 127.

REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. - Laufener Seminarbeiträge 5/91, 5-15.

RENMAN, G. (1989): Distribution of littoral macrophytes in a North Swedisch riverside lagoon in relation to bottom freezing. - Aquatic Botany 33, 243-256.

ROELOFS, J.G.M. (1983): Impacts of acidification and eutrophication on macrophytes communities in soft waters in The Netherlands. I: Fields observations. - Aquatic Botany 17, 139-155.

RØRSLETT, B.; BERGE, D. & S.W. JAHANSEN (1986): Lake enrichment by submerged macrophytes: a norvegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. - Aquatic Botany 26, 325-340.

ROTHMALER, W.; SCHUBERT, R.; HANDKE, H.-H. & H. PANKOW (1983[2]): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 1: Niedere Pflanzen, 1-811. Berlin.

ROTHMALER, W. (Hrsg.), SCHUBERT, R. & W. VENT (1988[7]): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD Bd. 4: kritischer Band, 1-811. Berlin.

ROWECK, H. (1988): Ökologische Untersuchungen an Teichrosen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 81 (Monographische Beiträge) 2/3, 103-358.

ROWECK, H. (1990): Zum Problem der Umsetzung von Naturschutzkonzepten. In: ZINTZ, K., RAHMANN, H. & H. WEISSER (Hrsg.)(1990): 37-54.

ROWECK, H.; AUER, M. & B. BETZ (1988): Flora und Vegetation dystropher Teiche im Pfälzer Wald. - Pollichia-Buch Nr. 15, 1-221. Bad Dürkheim.

ROWECK, H. & W. SCHÜTZ (1988): Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (*Potamogeton*) in Baden-Württemberg. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 63, 431-524.

ROWECK, H. ; WEISS, K. & A. KOHLER (1986): Zur Verbreitung und Biologie von *Potamogeton coloratus* und *P. polygonifolius* in Bayern und Baden-Württemberg. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 57, 17-52.

RUST, G. (1956): Die Teichwirtschaft Schleswig-Holsteins. - Schr. Geogr. Inst. Univ. Kiel Bd. XV, H. 4, 1-155. Kiel.

SAND-JENSEN, K. & J. BORUM (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freschwaters and estuaries. - Aquatic Botany 41, 137-175.

SAUER, F. (1937): Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. - Arch. Hydrobiol., Suppl. Bd. 6, 431-592.

SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.;HARTGE, K.-H. & U. SCHWERTMANN (1989[12]): SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL. Lehrbuch der Bodenkunde, 1-491. Stuttgart.

SCHERER, W. (1990): Nutzung kleinerer Stehgewässer aus der Sicht der Sportfischerei. In: ZINTZ, K. , RAHMANN, H. & H. WEISSER (Hrsg.), 279-301.

SCHMID, B. & J. STÖCKLIN (Hrsg.)(1991): Populationsbiologie der Pflanzen. 1-351. Basel, Boston, Berlin.

SCHMIDT, E. (1980): Zur Libellenfauna holsteinischer Seen und Teiche. - Bombus 2(67), 265-267.

SCHRAUTZER, J. (1988): Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. - Mitt. AG Geobot.Schlesw.-Holst. u. Hamb. 38, 1-189.

SCHROTT, R. (1974): Verlandungsgesellschaften der Weiher um Eschenbach und Tirschenreut und Vergleich der Verlandungszonen. - Hoppea 33, 247-310.

SCHWOERBEL, J. (1987[6]): Einführung in die Limnologie. UTB 31, 1-269. Stuttgart.

SEGAL, S. (1967): Somes notes on the ecology of *Ranunculus hederaceus* L. - Vegetatio 15(1), 1-26.

SHIPLEY, B. & P.A. KEDDY (1987): The individualistic and community-unit concepts as falsifiable hypotheses. - Vegetatio 69, 47-55.

SHIPLEY, B.; KEDDY, P.A.; MOORE, D.R.J. & K. LEMKY (1989): Regeneration and establishment strategies of emergent macrophytes. - J. Ecol. 77, 1093-1109.

SIMONS, J. & A.P. VAM BEEM (1990): *Spirogyra* species and accompanying algae from pools and ditches in The Netherlands. - Aquatic Botany 37, 247-269.

SKOGLUND, J. & H. HYTTEBORN (1990): Viable seeds in deposits of the former lakes Kvismaren and Hornborgasjön, Sweden. - Aquatic Botany 37, 271-290

SMITH, T. & M. HUSTON (1989): A theory of spacial and temporal dynamics of plant communities. - Vegetatio 83, 49-69.

SMITS, A.J.M.; VAN AVESAATH, P.H. & G. VAN DER VELDE (1990): Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes: *Nymphea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Sm. and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze. - Freshwater Biology 24, 315-326.

SMITS, A.J.M.; VAN RUREMONDE, R. & G. VAN DER VELDE (1989): Seed dispersal of three nymphaeid macrophytes. - Aquatic Botany 35, 167-180.

SMITS, A.J.M. & A.M.M. WETZELS (1986): Germination studies on three nymphaied species (*Nymphaea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Sm. and *Nymophoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze). Proc. EWRS/AAB 7th Symposium on Aquatic Weeds, Loughborough, 315-320.

SPENCER, D.F. & G. KSANDER (1990): Influence of temperature, light and nutrient limitation on anthocyanin contents of *Potamogeton gramineus* L. - Aquatic Botany 38, 357-367.

STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991): Statistisches Jahrbuch. Kiel.

STEINBERG, C.E.W. & H.M. HARTMANN (1988): Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. - Freshwater Biology 20, 279-287.

STEINHAUSER, A. (1988): Die Wassernuß (*Trapa natans*) muß gerettet werden. Hilfsaktion in letzter Minute. - Inf. Natursch. Landsch.pfl., Reg. v. Oberbayern 24, 8-11.

STRANGENBERG-OPOROWSKA, K. (1967): Chemische Zusammensetzung der Karpfenteichwässer der Welt. - Verh. Int. Verein. Limnol. 16, 1251-1261.

STROSS, R. (1979): Density and boundary regulations of *Nitella*-meadows in Lake George, New-York. - Aquatic Botany 6, 285-300.

STUMM, W. & J.J. MORGAN (1981^2): Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters, 1-780. New-York.

SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.) (1990): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (West) 13.-15. 10 1988. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Nr. 71, 1-245.

SUNDBLAD, K. (1990): The effects of cutting frequency on natural *Glyceria maxima* stands. - Aquatic Botany 37, 27-38.

SVEDÄNG, M. A. (1990): The growth dynamiics of *Juncus bulbosus* L. - a strategy to avoid competition?. - Aquatic Botany 7, 123-138.

SYMOENS, J.J. (Ed.) (1988): Vegetation of inland water, 1-385. Handbook of vegetation science Vol. 15/1. Dordrecht.

SZUMIEC, M.A. (1986): Effects of weather on temperature and light penetrating into ponds of different morphometry and with differentiated intensity of carp culture. - Aquatic Botany 25 (1986), 217-225.

TALLING, J.F. (1951): The element of chance in pond populations. - The Naturalist 1951, 157-170.

TANNER, C.C. & J.S. CLAYTON (1985): Effects of vesicular-arbuscular mycorrhiza on growth and nutrition of a submerged aquatic plant. - Aquatic Botany 22 (1985), 377-386.

TATARU, T. (1984): Fünf neue Funde von *Elatine hydropiper* L. in Bayern. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 55, 59-62.

THIESSEN, H. (1988): NSG "Vogelfreistätte" Lebrader Teich - mehr als nur ein Fischteich. In: MEIER, O. G. (Hrsg.)(1988): 100-110.

TITUS, J.E. & D.T. HOOVER (1991): Toward predicting reproductive success in submersed freshwater angiosperms. - Aquatic Botany 41, 111-136.

TÜXEN, R. (1972): Richtlinien zur Aufstellung eines Prodromus der Europäischen Pflanzengesellschaften. - Vegetatio 24(1/3), 23-29.

TÜXEN, R. (1974^2): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. 1. Lieferung, 1-207. Lehre.

TÜXEN, R. (1979): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. 2. Lieferung, 1-212. Vaduz.

TÜXEN, R. & W. JAHNS (1962): *Ranunculus hederaceus* und *Corydalis claviculata* im Gebiet der Mittelweser. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. NF 9, 20-25.

TÜXEN, R. & E. PREISING (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften. - Deutsche Wasserwirtschaft 37(1942)/1, 10-17.

UNDERWOOD, G.J.C. (1991): Growth enhancement of the macrophyte *Ceratophyllum demersum* in the presence of the snail *Planorbis planorbis*: The effect of grazing and chemical conditioning. - Freshwater Biology 26, 325-334.

URBANSKA, K. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. UTB Bd. 1631, 1-374. Stuttgart, Jena.

USHER, M.B. (1987): Modelling successional processes in ecosystems. In: GRAY, A.J.; CRAWLEY, M.J. & P.J. EDWARDS (Eds.)(1987): 31-55.

VAHLE, H.-C. (1990a): Armleuchteralgen (*Characeae*) in Niedersachsen und Bremen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz. - Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 5/90, 85-130.

VAHLE, H.-C. (1990b): Charetea fragilis. Armleuchteralgen-Gesellschaften. - In: PREISING, E. (1990): 147-161.

VAHLE, H.-C. (1991): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 22, 1-157.

VAHLE, H.-C. & E. PREISING (1990): Potametea. Laichkraut- und Seerosen-Gesellschaften. - In: PREISING, E. (1990): 101-133.

VAN DIJK, G.M. & W. VAN VIERSSEN (1991): Survival of a *Potamogeton pectinatus* L. population under various light conditions in a shallow eutrophic lake (Lake Veluwe) in The Netherlands. - Aquatic Botany 39, 121-129.

VAN HENGEL, U. (1984): Produktionsökologische Untersuchungen an einem eutrophen Teich, 1-244. Dissertation, Universität Bonn.

VAN VIERSSEN, W. (1982a): The ecology of communities dominated by *Zannichellia*-Taxa in Western Europe. I.: Characterisation and autecology of the *Zannichellia*-Taxa. - Aquatic Botany 12, 103-155.

VAN VIERSSEN, W. (1982b): The ecology of communities dominated by *Zannichellia*-Taxa in Western Europe. II.: Distribution, synecology and productivity aspects in relation to environmental factors. - Aquatic Botany 13, 385-483.

VAN WIJK, R.J. (1989a): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. III. Reproductive strategies and germination ecology. - Aquatic Botany 33, 271-299.

VAN WIJK, R.J. (1989b): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. IV. Nutritional ecology, field observations. - Aquatic Botany 35, 301-318.

VAN WIJK, R.J. & H.J.A.J. TROMPENAARS (1989): On the germination of turions and the life cycle of *Potamogeton trichoides* Cham. et Schld. - Aquatic Botany 22, 165-172.

VAN ZON, J.C.J. (1977): Grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) in Europe. - Aquatic Botany 3, 143-155.

VÖGE, M. (1984): Der Neophyt *Elodea nutallii* in einigen Gewässern Schleswig-Holsteins und Hamburgs. - Mitt. AG. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamburg 33, 246-258.

VÖGE, M. (1991): Zur Reproduktion von *Potamogeton pectinatus* L. - Flor. Rundbr. 25/2, 120-125.

VÖGE, M. (1992): Die Entwicklung von *Potamogeton praelongus* im Großensee bei Hamburg. - Tuexenia 12, 275-284.

VOLLENWEIDER, K. (1970): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD-Report, 1-159. Paris

VON LUKOWICZ, M. (1988): Umwelteinfluß und Umweltbeeinflussung bei Wirtschaftsfischen der Teichwirtschaft und Fischhaltung. - Fischer und Teichwirt 2/1988, 34-40.

WADEHN, A. & F. WADEHN (1980): Die Amphibien der Ahlhorner Fischteiche (Landkreis Oldenburg). In: AKKERMANN, R. (Hrsg.) (1980): 215-224.

WALKER, L.R. & F. STUART CHAPIN (1987): Interactions among processes controlling successional change. - Oikos 50:1, 131-135.

WEBER, H. E. (1978): Die Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore. - NatSch. LandschPfl. Nieders. 9, 1-168.

WEGENER, U. (1991):Schutz und Pflege von Lebensräumen - Naturschutzmanagement. 1-313. Jena, Stuttgart.

WEISSER, H. & A. KOHLER (Hrsg.)(1987): Feuchtgebiete. Ökologie, Gefährdung, Schutz. Internationales Feuchtgebietssymposium. Bad Wurzach, 4.-6. Mai 1987. - Ökologie & Naturschutz 1, 1-326.

WETZEL, R.G. (1983): Limnology, 1-767. Philadelphia.

WIEGLEB, G. (1976): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen, 1-113. Dissertation, Universität Göttingen. Polykopie.

WIEGLEB, G. (1977): Die Wasser-und Sumpfpflanzengesellschaften der Teiche in den Naturschutzgebieten "Priorteich-Sachsenstein" und "Ihlteich" bei Walkenried im Harz. - Mitt. flor.-soz. Arbeitgem. N.F. 19/20, 157-209.

WIEGLEB, G. (1986): Grenzen und Möglichkeiten der Datenanalyse in der Pflanzenökologie. - Tuexenia 6, 365-377.

WIEGLEB, G. (1988): Notes on pondweeds - outlines for a monographical treatment of the genus *Potamogeton* L. - Feddes Repertorium 99 7-8, 249-266.

WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. - Tüxenia 11, 135-147.

WIEGLEB, G. & H. BRUX (1991): Comparison of life history characters of broad leaved species of the genus *Potamogeton* L. I: General characterization of morphology and reproductive strategies. - Aquatic Botany 39 (1991), 131-146.

WIEGLEB, G. & D. TODESKINO (1983): Der biologische Lebenszyklus von *Potamogeton alpinus* und dessen Bedeutung für das Vorkommen der Pflanze. In: Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophytes, Nijmegen, 18-23.

WILSON, S.C. & P.A. KEDDY (1986): Species competitive ability and position along a natural stress/disterbance gradient. - Ecology 67/5, 1236-1242.

WISNIEWSKI, R.J. & M. PLANTER (1985): Exchange of Phosphorus across sediment-water interface (with special attention to the influence of biotic factors) in several lakes of different trophic status. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 3345-3349.

WIUM-ANDERSEN, K. (1987): Allelopathy among aquatic plants. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27, 167-172.

WÖBSE, H. (1984): Erlebniswirsamkeit der Landschaft und Flurbereinigung - Untersuchungen zur Landschaftsästhetik. - Landschaft + Stadt 16(1/2), 33-54.

WOOD, R.D. & K. IMAHORI (1964): A Revision of the *Characeae*. Second Part: Iconograph of the *Characeae*, 1-394. Weinheim.

WOOD, R.D. & K. IMAHORI (1965): A Revision of the *Characeae*. First Part: Monograph of the *Characeae*, 1-904. Weinheim.

ZANGE, R.; MESSLINGER, U. & I. ULLMANN (1986): Erstfund von *Elatine hydropiper* L. in Unterfranken. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 57, 95-98.

ZIEMANN, H. (1989): Beitrag zur Einschätzung der Gewässerbelastung durch die binnenfischereiliche Produktion. - Z. f. Binnenfischerei d. DDR, 86-91.

ZIEMEK, H.-P. (1991): Fließ- und Stillgewässer in Mittelhessen. Ökologie und Kulturgeschichte. - Ökologie in Forschung und Anwendung 4, 1-288.

ZINTZ, K. (1986): Fischereiliche Nutzung von Stillgewässern in Naturschutzgebieten. - Ökologie aktuell Bd. 4, 1-531. Langen.

ZINTZ, K. , RAHMANN, H. & H. WEISSER (Hrsg.)(1990): Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer. 2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989. - Ökologie & Naturschutz 3. Weikersheim.

16. Anhang

Liste der untersuchten Teichanlagen I
Liste der untersuchten Kleinseen IV
Matrix 1: Matrix der Artattribute V
Matrix 2: Fitneß-Berechnung bei Abwachsnutzung XV
Matrix 3: Fitneß-Berechnung bei Teichstillegung XVI
Matrix 4: Fitneß-Berechnung beim Managementkonzept zur Förderung der Zwergbinsen-Gesellschaften XVII
Matrix 5: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungsversuch (Phase A) XVIII
Matrix 6: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungsversuch (Phase B) XIX

Beigefügte pflanzensoziologische Tabellen:

Tabelle 1: Charetea fragilis
Tabelle 2: Lemnetea minoris
Tabelle 3: Nymphaeion albae
Tabelle 4: Hydrocharition morsus-ranae
Tabelle 5: Ranunculion aquatilis
Tabelle 6: Potamogetonion pectinati
Tabelle 7: Basalgesellschaft des Potamogetonion
Tabelle 8: Basalgesellschaft der Potamogetonetea
Tabelle 9: Littorelletea uniflorae
Tabelle 10: Bidentetea tripartitae
Tabelle 11; Isoeto-Nanojuncetea bufonii
Tabelle 12: Phragmition australis, Teil 1: Großröhrichte
Tabelle 13: Phragmition australis, Teil 2: Kleinröhrichte
Basalgesellschaft der Phragmitetea
Tabelle 14: Magnocaricion elatae
Tabelle 15: Sparganio-Glycerion
Tabelle 16: Agropyro-Rumicion
Tabelle 17: Calthion palustris

Liste der untersuchten Teiche und Teichanlagen

Die Abkürzungen entsprechen den Kennzeichnungen der Ortsangaben in den pflanzensoziologischen Tabellen.

Standort	Abkürzung	TK 25	Rechtswert	Hochwert	Landkreis
Teiche an der Langenhorner Heide	langhorn	1319 Bredstedt	34 96 400	60 58 700	Nordfriesland
Teiche an der Bordelumer Heide	bordelum	1319 Bredstedt	34 97 700	60 58 000	Nordfriesland
Teiche am Heidweg	heidweg	1319 Bredstedt	34 97 600	60 58 000	Nordfriesland
Teiche bei Boholz	boholz	1324 Süderbrarup	35 43 050	60 53 600	Schleswig-Flensburg
NSG Neumühlener Fischteiche	bokholm	1724 Bokelholm	35 52 80	60 12 400	Rendsburg-Eckernförde
NSG Rümlandteich	rümland	1724 Bokelholm	35 52 800	60 16 600	Rendsburg-Eckernförde
NSG Methorster Teich	methors	1724 Bokelholm	35 53 800	60 17 400	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Klein-Vollstedt	kl. voll	1725 Westensee	35 55 600	60 14 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südl. von Gut Westensee	westsee	1725 Westensee	35 59 700	60 16 400	Rendsburg-Eckernförde
Teich im Eidertal	eidtal	1726 Flintbek	35 67 300	60 10 600	Rendsburg-Eckernförde
Mühlenteich bei Bordesholm	mühlbord	1826 Bordesholm	35 68 000	60 06 700	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Batz südl. Hannerau	batz	1822 Hannerau-Hadem.	35 27 900	59 98 000	Rendsburg-Eckernförde
Waldteiche nördl. Hannerau	waldhan	1822 Hannerau-Hadem.	35 29 000	60 00 800	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Osterholzteich	ostholz	1822 Hannerau-Hadem.	35 29 000	59 97 400	Rendsburg-Eckernförde
Teiche westl. Beringstedt	bersted	1823 Todenbüttel	35 33 700	59 98 400	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südl. Beringstedt	bering	1823 Todenbüttel	35 36 000	59 97 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Grevensberg	greven	1823 Todenbüttel	35 38 300	60 01 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche nördl. Nienborstel	nienbor	1823 Todenbüttel	35 38 300	60 01 000	Rendsburg-Eckerförde
Teiche nordwestl. Stafstedt	staf	1823 Todenbüttel	35 42 000	60 05 850	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Falkenburg	falkburg	1823 Todenbüttel	35 43 000	59 97 500	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südöstl. von Nindorf	nindorf	1824 Bargstedt	35 47 000	59 99 500	Rendsburg-Eckernförde
Teiche im Gehege Bredenhop	bredhop	1824 Bargstedt	35 46 200	59 98 350	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Vogelsang (Rade)	rade	1824 Bargstedt	35 46 800	59 97 600	Rendsburg-Eckernförde
Lindhorster Teich bei Lohmühle	lindhors	1922 Schenefeld	35 26 600	59 93 700	Rendsburg-Eckernförde
Teiche nordwestl. Hohenwestedt	hohwest	1923 Hohenwestedt	35 41 000	59 96 650	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südwestl. Glüsing	glüsing	1923 Hohenwestedt	35 41 600	59 94 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Waldhütten	waldhüt	1924 Hennstedt	35 47 400	59 93 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche am Boxberg	boxberg	1924 Hennstedt	35 48 000	59 93 300	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei Bucken	bucken	1924 Hennstedt	35 47 750	59 94 400	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südöstl. Meezen	meezen	1924 Hennstedt	3547 200	59 91 200	Rendsburg-Eckernförde
Teiche südl. Innien	innien	1924 Hennstedt	35 51 000	59 94 000	Rendsburg-Eckernförde
Teiche bei der Papiermühle	papmühl	1924 Hennstedt	35 53 000	59 90 200	Rendsburg-Eckerförde
Teiche am Sandweg	sandweg	1924 Hennstedt	35 52 200	59 89 400	Rendsburg-Eckernförde

Standort	Abkürzung	TK 25	Rechtswert	Hochwert	Landkreis
Teiche bei Quellental	queltal	1821 Nordhastedt	35 15 000	60 02 800	Dithmarschen
Teiche bei Hollenborn	hollborn	1821 Nordhastedt	35 15 600	60 01 000	Dithmarschen
Teiche an der Gieselau	giesel	1821 Nordhastedt	35 19 800	60 00 400	Dithmarschen
Teiche bei Warringholz	warring	1922 Schenefeld	35 29 700	59 94 700	Steinburg
Teich bei Christinenthal	christ	1923 Hohenwestedt	35 35 500	59 92 000	Steinburg
Teiche bei Hohenlockstedt	hohelock	2023 Itzehoe	35 43 000	59 82 900	Steinburg
Stormsteich bei Itzehoe	storm	2023 Itzehoe	35 34 550	59 80 300	Steinburg
Teiche bei Neumühlen	neumühl	2024 Kellinghusen	35 44 400	59 82 500	Steinburg
Teiche bei Springhoe	sprhoe	2024 Kellinghusen	35 45 000	59 83 550	Steinburg
Kasseteiche	kasstei	1627 Heikendorf	35 82 000	60 24 700	Plön
Bornbrook-Teiche	bornbrok	1627 Heikendorf	35 82 000	60 27 000	Plön
Teich bei Gut Rastorf	rastorf	1727 Preetz	35 84 200	60 16 600	Plön
Teiche nördl. Giekau	giekau	1629 Giekau	44 03 800	60 22 850	Plön
NSG Lebrader Teich	lebrade	1728 Selent	35 93 000	61 11 000	Plön
NSG Rixdorfer Teiche	rixdorf	1728 Selent	35 92 000	60 27 000	Plön
NSG Ketelsbek-Teich	ketbek	1728 Selent	39 92 400	60 08 800	Plön
NSG Osterwisch-Teich	ostwisch	1728 Selent	35 94 000	61 11 000	Plön
Gödfeld-Teich	gödfeld	1728 Selent	35 91 500	60 14 000	Plön
Lammershagener Teiche	lammhage	1728 Selent	35 94 000	60 16 800	Plön
Teich bei Bauersdorf	baudorf	1728 Selent	35 96 700	60 16 000	Plön
Teich westl. von Rantzau	rantzau	1728 Selent	35 97 700	60 15 300	Plön
Teiche westl. von Gut Rantzau	gutrantz	1729 Lütjenburg	44 03 250	60 13 200	Plön
Wahlkampsteich südl. Högsdorf	wahlkamp	1729 Lütjenburg	44 10 000	60 12 800	Plön
Kletkamper Teiche	kletkamp	1729 Lütjenburg	44 11 000	60 14 000	Plön
Teiche bei Gut Großrolübbe	rolübb	1730 Hansühn	44 14 200	60 13 000	Plön
Heickteich	heick	1826 Bordesholm	35 73 500	60 01 700	Plön
Klasterteich	klaster	1826 Bordesholm	35 73 800	60 01 400	Plön
Viehteich bei Dosenbek-Bothkamp	viehtei	1826 Bordesholm	35 74 600	60 05 500	Plön
Teich nördl. Löhndorf	löhndorf	1827 Stolpe	35 76 800	60 03 400	Plön
Neuer Teich bei Depenau	depenau	1827 Stolpe	35 79 200	60 03 300	Plön
Neubrooksteich bei Rixdorf	neubrok	1828 Plön	35 92 700	60 08 300	Plön
NSG Neuer Teich bei Rixdorf	neuTrixd	1828 Plön	35 93 000	60 07 900	Plön
NSG Rummelteich bei Rixdorf	rummel	1828 Plön	35 93 350	60 07 400	Plön
Knipphagelsteich	kniphage	1828 Plön	35 94 650	60 07 600	Plön
Güstorfer Teich	güstorf	1828 Plön	35 88 350	60 06 300	Plön
Teiche südl. von Schlamersdorf	schlam	1928 Schlamersdorf	35 92 000	59 89 800	Segeberg

Standort	Abkürzung	TK 25	Rechtswert	Hochwert	Landkreis
Teiche bei Fahrenkruger Ziegelei	fahrkrug	2027 Bad Segeberg	59 81 700	35 82 000	Segeberg
Teiche südl. Kükels	kükels	2127 Leezen	35 81 200	59 74 000	Segeberg
Teiche an der Wassermühle Kükels	kükwest	2127 Leezen	35 81 800	59 74 500	Segeberg
Teiche beim Gut Beutiner Hof	beutin	1829 Eutin	44 07 900	60 04 200	Ostholstein
Teiche bei Quisdorf	quisdorf	1829 Eutin	44 06 000	60 00 000	Ostholstein
Teich bei Sielbecker Moor	sielbek	1829 Eutin	44 10 150	60 07 500	Ostholstein
Teiche bei Sagau	sagau	1829 Eutin	44 13 100	60 06 000	Ostholstein
Teiche bei der Eutiner Schäferei	schäfer	1830 Neustadt i. H.	44 13 000	60 02 500	Ostholstein
Oberteich bei Kasseedorf	obertei	1830 Neustadt i. H.	44 17 200	60 04 000	Ostholstein
Teiche bei Näthkamp	näthkamp	1830 Neustadt i. H.	44 17 200	60 02 000	Ostholstein
Teiche bei Bökensberg	bökberg	1830 Neustadt i. H.	44 13 300	60 07 900	Ostholstein
Teiche bei Bergfeld	bergfeld	1830 Neustadt i. H.	44 14 900	60 08 000	Ostholstein
Teiche bei Pfefferkrug	pfeffer	1830 Neustadt i. H.	44 19 000	60 03 200	Ostholstein
Teiche am Barghorster Moor	barghors	1929 Ahrensbök	44 04 300	59 89 600	Ostholstein
Hüttenteiche bei Pönitz	pönitz	1930 Süsel	44 16 000	59 90 350	Ostholstein
Teiche bei Gut Farve	farve	1730 Hansühn	44 21 300	60 17 650	Ostholstein
Schrapenteich	schrapen	1730 Hansühn	44 23 000	60 10 900	Ostholstein
Hofteich bei Mönchneversdorf	möndorf	1730 Hansühn	44 18 000	60 10 400	Ostholstein
Teiche bei Lübbersdorf	lübber	1731 Oldenburg i. H.	44 27 000	60 16 600	Ostholstein
Teiche bei Gut Güldenstein	gülden	1731 Oldenburg i. H.	44 24 450	60 10 200	Ostholstein
Teiche bei Lensahner Hof	lensahn	1731 Oldenburg i. H.	44 24 100	60 08 900	Ostholstein
Teiche bei Reinfeld	reinfeld	2128 Bad Oldesloe	35 98 000	59 69 000	Stormarn
Teiche bei Heilshoop	heilhoop	2129 Hamberge	44 03 000	59 74 000	Stormarn
Teiche bei Bargfeld-Stegen	bargfeld	2227 Bargteheide	35 80 000	59 61 000	Stormarn
Jersbeker Neuer Teich	jersbek	2227 Bargteheide	35 81 700	59 59 900	Stormarn
Timmerhorner Teiche	timhorn	2227 Bargteheide	35 800 500	59 53 400	Stormarn
Teiche bei Neritz	neritz	2227 Bargteheide	35 85 200	59 61 600	Stormarn
Teiche südl. von Grabau	grabau	2227 Bargteheide	35 84 000	59 63 400	Stormarn
Teiche bei Finkenhorstberg	finkhors	2328 Trittau	35 91 500	59 49 800	Stormarn
Mönchteich bei Trittau	möntrit	2328 Trittau	35 91 000	59 45 200	Stormarn
Stenzer Teich bei Trittau	stentrit	2328 Trittau	35 92 200	59 45 000	Stormarn
Teiche bei Grönwohldhof	grönwo	2328 Trittau	35 93 350	59 47 700	Stormarn
Teiche "am Karpfenteich"	karpfen	2328 Trittau	35 91 500	59 46 300	Stormarn
Teiche im NSG Hahnheide	hahnheid	2328 Trittau	35 94 000	59 44 000	Stormarn
Teiche bei Steenern	stenern	2328 Trittau	35 95 000	59 46 000	Stormarn
Helkenteich	helken	2428 Schwarzenbek	35 91 750	59 41 000	Stormarn

Standort	Abkürzung	TK 25	Rechtswert	Hochwert	Landkreis
Teiche bei der Brömbsenmühle	brömbsen	2229 Krummesse	44 09 000	59 61 000	Hansestadt Lübeck
Wehrenteich bei Labenz	wehren	2229 Krummesse	44 02 900	59 56 000	Herzogtum Lauenburg
Heidteich nordöstl. Bliestorf	heidtei	2229 Krummesse	44 08 400	59 61 700	Herzogtum Lauenburg
Teiche bei Grambek	grambek	2430 Gudow	44 13 000	59 37 000	Herzogtum Lauenburg
Teiche bei Güster	güster	2430 Gudow	44 12 300	59 35 700	Herzogtum Lauenburg

Liste der untersuchten Kleinseen

Standort	TK 25	Rechtswert	Hochwert	Landkreis
Kollsee bei Kosel	1424 Brodersby	35 48 250	60 41 450	Rendsburg-Eckernförde
Rammsee bei Brekendorf	1523 Kropp	35 42 750	60 32 600	Rendsburg-Eckernförde
Kleiner Schnaaper See	1524 Hütten	35 51 200	60 40 000	Rendsburg-Eckernförde
Bocksee bei Langwedel	1725 Westensee	35 60 100	60 10 850	Rendsburg-Eckernförde
Kleiner Pohlsee	1725 Westensee	35 60 800	62 12 600	Rendsburg-Eckernförde
Dörpsee bei Emkendorf	1725 Westensee	35 55 800	60 14 500	Rendsbrug-Eckernförde
Brammer See bei Darry	1629 Giekau	44 07 500	60 21 150	Plön
See bei Kührener Brücke	1727 Preetz	35 77 420	60 07 250	Plön
See bei Rastorfer Kreuz	1727 Preetz	35 84 450	60 17 350	Plön
Honigsee	1727 Preetz	35 77 250	60 11 100	Plön
Nettelsee	1827 Stolpe	35 77 700	60 04 650	Plön
Drömlingsee	1827 Stolpe	35 82 000	60 02 800	Plön
Löptiner See	1827 Stolpe	35 79 800	60 05 800	Plön
Görnitzer See	1728 Selent	35 96 600	60 08 800	Plön
Oberer Ausgraben-See	1828 Plön	35 94 600	60 06 200	Plön
Unterer Ausgraben-See	1828 Plön	35 93 900	60 06 050	Plön
Saatsee bei Ruhleben	1828 Plön	35 95 000	60 01 800	Plön
Laaschsee bei Wielen	1828 Plön	35 87 400	60 07 100	Plön
Barschsee bei Malente	1829 Eutin	44 07 800	60 07 450	Ostholstein
Peverlingsee bei Sielbeck	1829 Eutin	44 09 300	60 07 100	Ostholstein
Pepersee bei Middelburg	1930 Süsel	44 13 100	59 94 650	Ostholstein
Pehmer See	1928 Schlamersdorf	35 91 750	59 96 500	Segeberg

Matrix 1: Matrix der Artattribute

Erläuterung der verwendeten Symbole

X :	Attribut ausgebildet
kein Vermerk:	Attribut nicht ausgebildet oder Ausprägung nicht bekannt
* :	Verweis auf Literaturangabe
? :	im Untersuchungsgebiet fragliche oder in der Literatur umstrittene Angabe
(USG):	besonderes Verhalten der Art im Untersuchungsgebiet

Die Literaturverweise werden entsprechend ihrer Position in der Matrix durch ihre Koordinaten angegeben. Die erste Ziffer bezieht sich auf die Nummer der Spalte, die zweite Ziffer auf die Nummer der Zeile.
Die Attribute 25 und 26 werden in einer separaten Liste im Anschluß an Matrix 1 behandelt.

Verwendete Abkürzungen und Nummer der Artnamen

1. Alisma gram. :	*Alisma gramineum*	21. Polyg. amph. :	*Polygonum amphibium*
2. Calli. herm. :	*Callitriche hermaphroditica*	22. Potam. acut. :	*Potamogeton acutifolius*
3. Calli. pal. :	*Callitriche palustris* agg.	23. Potam. alp. :	*Potamogeton alpinus*
4. Cerat. dem. :	*Ceratophyllum demersum*	24. Potam. bercht.:	*Potamogeton berchtoldii*
5. Chara glob. :	*Chara globularis*	25. Potam. crisp.:	*Potamogeton crispus*
6. Chara vulg. :	*Chara vulgaris*	26. Potam. gram. :	*Potamogeton gramineus*
7. Elat. hp. :	*Elatine hydropiper*	27. Potam. lucens:	*Potamogeton lucens*
8. Eleoch. acic.:	*Eleocharis acicularis*	28. Potam. natans:	*Potamogeton natans*
9. Elodea can. :	*Elodea canadensis*	29. Potam. obtus.:	*Potamogeton obtusifolius*
10. Hydro. mors. :	*Hydrocharis morsus-ranae*	30. Potam. panorm.:	*Potamogeton panormitanus*
11. Lemna minor :	*Lemna minor*	31. Potam. pectin:	*Potamogeton pectinatus*
12. Lemna tris. :	*Lemna trisulca*	32. Potam. trich.:	*Potamogeton trichoides*
13. Myrio. spic. :	*Myriophyllum spicatum*	33. Ran. aquat. :	*Ranunculus aquatilis*
14. Myrio. vert. :	*Myriophyllum verticillatum*	34. Ran. circ. :	*Ranunculus circinatus*
15. Nitell. flex.:	*Nitella flexilis*	35. Ran. pelt. :	*Ranunculus peltatus*
16. Nit. obtus. :	*Nitellopsis obtusa*	36. Ran. trich. :	*Ranunculus trichophyllus*
17. Nuphar lutea :	*Nuphar lutea*	37. Sagitt. sag. :	*Sagittaria sagittifolia*
18. Nymph. alba :	*Nymphaea alba*	38. Spirod. polyr:	*Spirodela polyrhiza*
19. Nymph. pelt. :	*Nymphoides peltata*	39. Utricul. vulg:	*Utricularia vulgaris*
20. Oenan. aquat.:	*Oenanthe aquatica*	40. Zanni. pal. :	*Zannichellia palustris*

ARTEN / ATTRIBUTE		Alisma gram.	Calli. herm.	Calli. pal.	Cerat. dem.	Chara glob.	Chara vulg.	Elat. hp.	Eleo. acic.
		1	2	3	4	5	6	7	8
überwiegend auf annuelle Re-etablierung angewiesen	1	X *	X *	X *			X(USG) *	X *	X (USG) *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2	X *		X *	X	X *			X *
Keimung oder Propagulen-entwicklung lichtbedürftig	3		X *	X *			X *	*	X
keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4								
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5	X *							X *
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6			X		X			
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7	X *							X (USG) *
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8		X *	X *		X	X	X	
Ceratophyllide	9				X				
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10				X				
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11					?	X *		
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12					X *	X *		
wintergrün auch im emersen Zustand	13								
obligat wintergrün im submersen Zustand	14				X				
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15			X		X	X *		X
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16	X *		X *	*		X *	X *	X *
geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	17		X *		X *	X *			
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18			X *					
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19		X *		X *	X	X		
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20		X				X	X	X
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21	X *			X *	X *			
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22		X				X		X
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23	X(USG)	X	X		X *	X *	X *	X *
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24				X				

ARTEN / ATTRIBUTE		Elodea can.	Hydro. mors.	Lemna minor	Lemna tris.	Myrio. spic.	Myrio. vert.	Nitel. flex.
		9	10	11	12	13	14	15
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1							
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2	X	X		X *	X *	X *	X *
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3		X *	X *	X *			X *
Keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4							
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5					X *		
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6						X *	
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7							
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8	X *						X
Ceratophyllide	9							
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10	X	X *	*		X *	X *	
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11		? *					
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12		? *			X *	X *	
wintergrün auch im emersen Zustand	13				X(USG)			
obligat wintergrün im submersen Zustand	14	X *		X *				
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15				X	X	?	X *
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16		X *			X *	X *	
geringe Toleranz gegenüber limose Phase im Sommerhalbjahr	17	X		X *	X *			X
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18		X	X	X			
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19	X						X *
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20							
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21			X *	X *		X	
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22		X *					
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23					X *		X *
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24	X *	X	X	X		X? *	

ARTEN / ATTRIBUTE		Nit. obtus.	Nuphar lutea	Nymph. alba	Nymph. pelt.	Oenan. aquat.	Polyg. amph.	Potam. acut.
		16	17	18	19	20	21	22
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1	X(USG)				X *		X *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2		X	X	X		X	
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3	X *	X *	X *	X *	X *	X *	?
Keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4					X *		
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5			X *	X *		X *	? *
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6		X *					? *
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7							
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8	X						X *
Ceratophyllide	9							
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10							
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11	X(USG) *						X(USG) *
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12	X *			X *			
wintergrün auch im emersen Zustand	13							
obligat wintergrün im submersen Zustand	14					X *		
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15	X *	X *					
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16		X *	X *	X *	X	X	
geringe Toleranz gegenüber limose Phase im Sommerhalbjahr	17	X *						X
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18		X	X	X		X	
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19	X						X
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20							
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21		X	X				
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22					X		
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23	X			X *			X
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24		X *	X *			X	

ARTEN / ATTRIBUTE		Potam. alpin.	Potam. bercht.	Potam. crisp.	Potam. gram.	Potam. lucens	Potam. natans	Potam. obtus.
		23	24	25	26	27	28	29
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1	X *	X *	?	X(USG) *			X *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2					X *	X *	
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3		X *	*	X		*	
Keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4							
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5				X *	X *	X	
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6							
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7	X *			X ? *	X	X	
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8		X *	X *				X *
Ceratophyllide	9							
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10			X *				
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11		X(USG) *					X(USG) *
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12	X *			X *	X *	X *	
wintergrün auch im emersen Zustand	13							
obligat wintergrün im submersen Zustand	14			X *				
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15				?	X	X	
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16	X *		X *	X *		X *	
geringe Toleranz gegenüber limose Phase im Sommerhalbjahr	17		X			X *		X
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18				X		X	
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19		X			X		X
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20							X(USG)
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21			X				X *
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22				X			
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23	X	X		X *	X *		X
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24			X *			X *	

ARTEN / ATTRIBUTE		Potam. panorm.	Potam. pectin.	Potam. trich.	Ran. aquat.	Ran. circ.	Ran. pelt.	Ran. trich.
		30	31	32	33	34	35	36
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1	X *	X(USG)	X *	X(USG) *	X(USG) *	X(USG) *	X(USG) *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2		X *		X *	X *	X *	X *
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3	X *	*	X *				
Keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4							
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5		X *					
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6				X *	X *	X *	X *
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7	X *	X *		X *		X *	
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8			X *		X *		X(USG)
Ceratophyllide	9							X(USG)
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10							
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11	X(USG) *		X(USG) *				
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12	? *	X *					
wintergrün auch im emersen Zustand	13				X(USG)		X(USG) *	X(USG)
obligat wintergrün im submersen Zustand	14				? *		? *	
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15		X *		X(USG)	?	X(USG)	X(USG)
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16	X(USG) *			X *		X *	X *
geringe Toleranz gegenüber limose Phase im Sommerhalbjahr	17		X	X		X *		
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18				X		X	
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19	X	X	X		X		
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20			X(USG)				
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21		X *			X *		X(USG)
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22			X	X *		X *	
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23	X(USG)	X(USG)	X *	X *		X *	X(USG) *
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24			? *		X *		

ARTEN / ATTRIBUTE		Sagitt. sag.	Spirod. polyrh.	Utricul. vulg.	Zanni. pal.
		37	38	39	40
überwiegend auf annuelle Reetablierung angewiesen	1	X *	X *	X *	X *
nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	2				
Keimung oder Propagulenentwicklung lichtbedürftig	3		*	*	X *
Keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	4				
perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	5	X *			
perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	6				
annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	7	X *			X *
schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	8				
Ceratophyllide	9			X	
vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	10		X *		
vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	11			X *	
vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	12	X *			
wintergrün auch im emersen Zustand	13				
obligat wintergrün im submersen Zustand	14				
fakultativ wintergrün im submersen Zustand	15				X *
Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr	16	X			
geringe Toleranz gegenüber limose Phase im Sommerhalbjahr	17		X *	X *	X
Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise	18		X		
nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern	19			X	X
niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund	20				X(USG)
hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase	21				X
geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase	22				
überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd	23				X *
langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig	24	X *	X	X *	

Attribut 25

Die mit * angegebenen Indikatorwerte der Arten wurden aus *MELZER 1988 entnommen. Bei fehlendem Vermerk handelt es sich um eigene Einschätzungen in Anlehnung an die Indikatorgruppen von MELZER 1988.

Gruppe 1: Arten der gering bis mäßig belasteten Gewässer:
Punktzahl 0

Callitriche hermaphroditica	*Nitella flexilis*
**Chara globularis*	**Nitopsis obtusa*
Elatine hydropiper	**Potamogeton alpinus*
Eleocharis acicularis	**Potamogeton gramineus*
**Potamogeton natans*	

Gruppe 2: Arten der stark belasteten Gewässer:
Punktzahl -1

Alisma gramineum	**Potamogeton lucens*
**Chara vulgaris*	**Potamogeton panormitanus*
Lemna trisulca	**Potamogeton pectinatus*
**Myriophyllum spicatum*	*Potamogeton trichoides*
**Myriophyllum verticillatum*	*Ranunculus aquatilis*
Nymphoides peltata	*Ranunculus peltatus*
**Potamogeton berchtoldii*	**Utricularia vulgaris*

Gruppe 3: Arten der sehr stark belasteten Gewässer:
Punktzahl -2

**Callitriche palustris agg.*	*Potamogeton acutifolius*
**Elodea canadensis*	**Potamogeton crispus*
Hydrocharis morsus-ranae	**Potamogeton obtusifolius*
Nymphaea alba	**Ranunculus circinatus*
Oenanthe aquatica	**Ranunculus trichophyllus*

Gruppe 4: Arten der extrem stark belasteten Gewässer:
Punktzahl -3

**Ceratophyllum demersum*	**Sagitteria sagittifolia*
**Lemna minor*	**Spirodela polyrhiza*
Nuphar lutea	**Zannichellia palustris*
Polygonum amphibium	

Attribut 26

Die mit * gekennzeichneten Angaben über die Alkalinitätsansprüche der Arten sowie die Gruppeneinteilung wurden aus *ARTS & LEUVENN 1988 entnommen. Die anderen Werte beruhen auf eigene Einschätzung.

Gruppe III: Punktzahl 0

Elatine hydropiper	**Potamogeton gramineus*
**Eleocharis acicularis*	**Potamogeton natans*
Myriophyllum verticillatum	**Potamogeton obtusifolius*
Nitella flexilis	**Potamogeton natans*
Oenanthe aquatica	**Ranunculus peltatus*
Potamogeton alpinus	

indifferentes Verhalten: Punktzahl 0

**Nuphar lutea*	**Nymphaea alba*

Gruppe IV: Punktzahl -1

Callitriche hermaphroditica	**Nymphoides peltata*
**Callitriche palustris agg.*	**Potamogeton acutifolius*
Chara globularis	**Potamogeton berchtoldii*
**Elodea canadensis*	**Potamogeton crispus*
**Hydrocharis morsus-ranae*	**Potamogeton lucens*
**Lemna minor*	**Potamogeton panormitanus*
**Lemna trisulca*	*Potamogeton trichoides*
Myriophyllum spicatum	**Ranunculus circinatus*
**Nitellopsis obtusa*	**Spirodela polyrhiza*
	**Utricularia vulgaris*

Gruppe V: Punktzahl -2

Alisma gramineum	**Ranunculus aquatilis*
Chara vulgaris	**Ranunculus trichophyllus*
Ceratophyllum demersum	*Sagittaria sagittifolia*
**Potamogeton pectinatus*	

1.1. GLÜCK 1905, S. 37 / 1.5. GLÜCK 1905, S. 73 / 1.7. GLÜCK 1905, S. 26 / 1.16. GLÜCK 1905, S. 52 / 1.21. GLÜCK 1905, S. 61

2.1. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 596 / 2.3. ARBER 1920, S. 280 / 2.8. LUTHER 1983, S. 14 / 2.17. ARBER 1920, S. 237 - GLÜCK 1924, S. 259

3.1. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 604 / 3.2. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 604 / 3.3. ARBER 1920, S. 216 / 3.8. LUTHER 1983, S. 14 / 3.16. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 604 / 3.18. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 604

4.4. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 480 - ARBER 1920, S. 88 / 4.8. GLÜCK 1906, S. 192 / 4.16. HEJNY 1960, S. 68 - ARBER 1920, S. 85 - PEINTIGER 1986, S. 163 / 4.17. HEJNY 1960, S. 68 / 4.21. ARBER 1920, S. 279
! *4.16. und 4.17. widersprüchlich: Austrocknungstoleranz hängt von der Dauer der limosen Phase ab* .

5.2. CORILLION 1975, S. 127 / 5.12. CORILLION 1975, S. 41 - HUTCHINSON 1975, S. 12 / 5.15. CORILLION 1975, S. 24 / 5.17. HEJNY 1960, S. 47 / 5.21. CORILLION 1975, S. 128. / 5.23. CORILLION 1975, S. 19

6.3. CORILLION 1975, S. 81 / 6.11. CORILLION 1975, S. 41 - HUTCHINSON 1975, S. 10 / 6.12. HUTCHINSON 1975, S. 13 / 6.15. CORILLION 1975, S. 24 - HUTCHINSON 1975, S. 7 / 6.16. CORILLION 1975, S. 82 / 6.23. CORILLION 1975, S. 19

7.1. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 624 / 7.3. GLÜCK 1924, S. 613 / 7.16. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 624 / 7.23. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 624

8.1. PIETSCH 1963, S. 58 / 8.2. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 290 / 8.5. RENMAN 1989, S. 252 / 8.7. LUTHER 1983, S. 15 / 8.16. HEJNY 1960, S. 241 / 8.23. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 290

9.8. LUTHER 1983, S. 13 / 9.14. POKORNY et al 1984, S. 284 / 9.24. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 204

10.3. GLÜCK 1906, S. 173 - ARBER 1920, S. 48 / 10.10. HEJNY 1960, S. 190 / 10.11. HEJNY 1960, S. 190 - GLÜCK 1906, S. 172 / 10.12. ARBER 1920, S. 49 / 10.16. ARBER 1920, S. 42 - GLÜCK 1906, S. 168 / 10.22. ARBER 1920, S. 48

11.3. LANDOLT 1986, S. 86, S. 147 / 11.10. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 190 / 11.14. LANDOLT 1986, S. 140 / 11.17. LANDOLT 1986, S. 140 / 11.21. LANDOLT 1986, S. 147

12.2. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 382 / 12.3. LANDOLT 1986, S. 81 - ARBER 1920, S. 80 / 12.17. LANDOLT 1986, S. 140 / 12.21. LANDOLT 1986, S. 148

13.2. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 666 / 13.5. GLÜCK 1906, S. 105 - LUTHER 1983, S. 9 / 13.10. GLÜCK 1906, S. 95 / 13.12. GLÜCK 1906, S. 95 / 13.16. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 666 / 13.23. KLOSOWSKI & TOMASZEWICZ 1989, S. 349

14.2. HEJNY 1960, S. 131 / 14.6. GLÜCK 1906, S. 105 - LUTHER 1983, S. 13 / 14.10. GLÜCK 1906, S. 105 / 14.12. ARBER 1920, S. 223 / 14.16. HEJNY 1960, S. 132 / 14.24. KLOSOWSKI & TOMASZEWICZ 1989, S. 350

15.2. HUTCHINSON 1975, S. 7 / 15.3. STROSS 1979, S. 299 / 15.15. CORILLION 1975, S. 154 / 15.23. CORILLION 1975, S. 19

16.3. BLINDOW 1992, S. 22 / 16.11. PROCTOR 1967, S. 91 / 16.12. HUTCHINSON 1975, S. 12 - CORILLION 1975, S. 136 / 16.15. CORILLION 1975, S. 24 / 16.17. PROCTOR 1967, S. 90

17.3. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990 / 17.6. vgl. Kap. X / 17.16. HEJNY 1960, S. 67 / 17.24. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990

18.3. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990 / 18.5. vgl. Kap. X / 18.24. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990

19.3. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990 / 19.5. BARTLEY & SPENCE 1987, S. 140 / 19.12. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 733 - BARTLEY & SPENCE 1987, S. 140 / 19.16 SMITS, VAN RUREMONDE & VAN DER VELDE 1989 /19.23. SMITS, VAN AVESAATH & VAN DER VELDE 1990

20.1. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 688 / 20.3. HEJNY 1960, S. 142 / 20.4. HEJNY 1960, S. 142 / 20.14. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 688

21.3. HEJNY 1960, S. 101 - vgl. Kap. X / 21.5. GLÜCK 1924, S. 459

22.1. LUTHER 1983, S. 13 / 22.5. GLÜCK 1906, S. 141 - ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 453 / 22.6. ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 453 / 22.8. GLÜCK 1906, S. 148 - LUTHER 1983, S. 13 / 22.11. ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 453

23.1. BRUX et al. 1987, S. 124 / 23.7. BRUX et al. 1987, S. 124 / 23.12. BRUX et al. 1987, S. 123-124 / 23.16. BRUX et al. 1987, S. 122

24.1. LUTHER 1983, S. 13 / 24.3. ARBER 1920, S. 67 - SASTROUTOMO 1981, S. 458 / 24.8. LUTHER 1983, S. 13 / 24.11. RENMAN 1989, S. 249 - ARBER 1920, S. 67

25.3. SASTROUTOMO 1981, S. 164 / 25.8. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 121 / 25.10. ARBER 1920, S. 69 - SASTROUTOMO 1981, S. 164 / 25.14. SASTROUTOMO 1981, S. 164 / 25.16. HEJNY 1960, S. 212 / 25.24. HEJNY & HUSAK 1978, S. 38

26.1. ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 463 - CASPER & KRAUSCH 1980, S. 115 / 26.5. RENMAN 1989, S. 254 - WIEGLEB & BRUX 1991, S. 139 / 26.7. LUTHER 1983, S. 10 - dagegen: ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 463 / 26.12. GLÜCK 1924, S. 505 / 26.16. GLÜCK 1924, S. 501 / 26.23. ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 463

27.2. LITAV & LEHRER 1978, S. 129 / 27.5. WIEGLEB & BRUX 1991, S. 137 / 27.12. WIEGLEB & BRUX 1991, S. 137 / 27.17. HEJNY 1960, S. 209 / 27.23. HEJNY & HUSAK 1978, S. 35

28.2. HEJNY 1960, S. 206 / 28.3. ARBER 1920, S. 280 !*Keimung durch Dunkelheit gefordert* / 28.5. Wiegleb & BRUX 1991, S. 137 / 28.12. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 110 / 28.16. HEJNY 1960, S. 206 / 28.24. HEJNY 1960, S. 206 - HEJNY & HUSAK 1978, S. 35

29.1. LUTHER 1983, S. 13 / 29.8. LUTHER 1983, S. 13 / 29.11. BARTLEY & SPENCE 1987, S. 141 / 29.21. HUTCHINSON 1975, S. 157 - ROWECK & SCHÜTZ 1988, S. 450

30.1. LUTHER 1983, S. 13 / 30.3. ARBER 1920, S. 67 / 30.7. HEJNY 1960, S. 215 / 30.11. ARBER 1920, S. 67 / 30.12. HAGSTRÖM 1916, S. 102 / 30.16. HEJNY 1960, S. 215

31.2. VÖGE 1991, S. 120 / 31.3. VAN WIJK 1989, S. 288 / 31.5. HUTCHINSON 1975, S. 236 / 31.7. LUTHER 1983, S. 9 - VÖGE 1991, S. 120 / 31.12. HEJNY 1960, S. 218 - VAN WIJK 1989, S. 282 / 31.15. VÖGE 1991, S. 121 / 31.21. VAN DIJK & VAN VIERSSEN 1991, S. 128

32.1. ARBER 1920, S. 66 / 32.3. VAN WIJK & TROMPENAARS 1985, S. 170 / 32.8. LUTHER 1983, S. 13 - HEJNY 1960, S. 216 / 32.11. VAN WIJK & TROMPENAARS 1985, S. 167 - ARBER 1920, S. 66 / 32.23. HEJNY & HUSAK 1978, S. 38 / 32.24. HEJNY 1960, S. 216

33.1. COOK 1966, S. 63 / 33.2. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 523 / 33.6. *Angabe bezieht sich auf Wasserform* / 33.7. LUTHER 1983, S. 9 / 33.14. COOK 1966, S. 63 - CASPER & KRAUSCH 1981, S. 522 / 33.16. COOK 1966, S. 134 / 33.22. COOK 1966, S. 134 / 33.23. HEJNY & HUSAK 1978, S. 39

34.1. COOK 1966, S. 63 / 34.2. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 527 / 34.6. *Angabe bezieht sich auf Wasserform* /34.8. LUTHER 1983, S. 13 / 34.17. COOK 1966, S. 146 / 34.21. COOK 1966, S. 145 / 34.24. HEJNY & HUSAK 1978, S. 39

35.1. COOK 1966, S. 63 / 35.2. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 516 / 35.6. *Angabe bezieht sich auf Wasserform* / 35.7. LUTHER 1983, S. 13 / 35.13. RENMAN 1989, S. 249 / 35.14. COOK 1966, S. 64 / 35.16. COOK 1966, S. 134 / 35.22. COOK 1966, S. 134 / 35.23. ROELOFS 1983, S. 153

36.1. COOK 1966, S. 63 / 36.2. COOK 1966, S. 63 / 36.6. *Angabe bezieht sich auf Wasserform* / 33.16. COOK 1966, S. 134 /36.23. HEJNY & HUSAK 1978, S. 39

37.1. GLÜCK 1905, S. 197 / 37.5. GLÜCK 1905, S. 233 / 37.7. GLÜCK 1905, S. 201 / 37.12. GLÜCK 1905, S. 197 / 37.24. HEJNY 1960, S. 193

38.1. LANDOLT 1986, S. 81 / 38.3. LANDOLT 1986, S. 87 / 38.10. LANDOLT 1986, S. 83 / 38.17. LANDOLT 1986, S.140

39.1. WAGENITZ 1975, S. 532 / 39.3. GLÜCK 1906, S. 107 / 39.11. GLÜCK 1906, S. 179 / 39.17. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 789 / 39.24. HEJNY 1960, S. 168

40.1. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 153 - MADSEN 1991, S. 69 / 40.3. VAN VIERSSEN 1982a, S. 132 / 40.7. CASPER & KRAUSCH 1981, S. 153 / 40.15. CASPER & KRAUSCH 1980, S. 153 / 40.23. VAN VIERSSEN 1982a, S. 132

Matrices 2 bis 6: Berechnung der Fitneß-Werte

Liste und Nummern der Attribute (Zeilen der Matrix)

1	überwiegend auf annuelle Re-etablierung angewiesen	14	obligat wintergrün im submersen Zustand
2	nach Etablierung langfristige vegetative Expansion möglich	15	fakultativ wintergrün im submersen Zustand
3	Keimung oder Propagulen-entwicklung lichtbedürftig	16	Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr
4	keine Keimung in der Hydrophase und obligate Keimung	17	geringe Toleranz gegenüber limoser Phase im Sommerhalbjahr
5	perennierende, mäßig frosttolerante unterirdische Biomasse	18	Schwimmblätter oder pleustophytische Lebensweise
6	perennierende, nicht frosttolerante unterirdische Biomasse	19	nur submerse Blätter, nie Bildung von Luftblättern
7	annuelle, stark entwickelte unterirdische Biomasse	20	niedrigwüchsige Pflanze: 0-10 cm über dem Gewässergrund
8	schwach ausgebildete unterirdische Biomasse	21	hohe Schattentoleranz in der etablierten Phase
9	Ceratophyllide	22	geringe Schattentoleranz in der etablierten Phase
10	vegetative Erneuerungsorgane nur submers überwinternd	23	überwiegend auf mineralischen Substraten siedelnd
11	vegetative Erneuerungsorgane auf dem Grund emers überwint.	24	langfristig auf Sapropel wachsend, sapropelunabhängig
12	vegetative Erneuerungsorgane im Boden überwinternd	25	durch Nährstoffmangel deutlich geschwächt
13	wintergrün auch im emersen Zustand	26	durch pH-Annahme deutlich geschwächt

Die Artnummern (Spalten der Matrix) entsprechen der Numerierung in Matrix 1.

Abkürzung:
FZ: Fitneß-Zahl

Matrix 2: Prüfziffer-Berechnung bei Abwachsnutzung (vgl. Kap. 11.3.1)

Za	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1		+1	+1			+1	+1	+1								+1				+1
2																				
3		+1	+1			+1		+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1
4																				+1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6				-1		-1								-1			-1			
7	+1							+1												
8		+1	+1		+1		+1		+1						+1	+1				
9																				
10				-1					-1	-1			-1	-1						
11						+1										+1				
12					+1	+1							+1	+1		+1			+1	
13												+1								
14				-1					-1		-1									-1
15																				
16	+1		+1			+1	+1	+1		+1			+1	+1			+1	+1	+1	+1
17																				
18			+1							+1	+1	+1					+1	+1	+1	
19																				
20		-1				-1		-1												
21	+1			+1	+1						+1	+1		+1			+1	+1		
22		-1				-1		-1		-1										-1
23	+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1					+1		+1	+1			+1	
24																				
FZ	+5	+2	+6	-2	+4	+4	+4	+4	-1	+1	+2	+4	+3	+1	+3	+6	+3	+5	+6	+2

XV

Matrix 2: Prüfziffer-Berechnung bei Abwachsnutzung (vgl. Kap. 11.3.1) (Linke)

Zb	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1		+1	+1	+1		+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1
2																				
3	+1			+1		+1	+1			+1		+1								+1
4																				
5	+1					+1	+1	+1			+1						+1			
6						-1	-1	-1	-1											
7			+1			+1	+1	+1		+1	+1		+1		+1		+1			+1
8		+1		+1	+1							+1		+1		+1				
9																				
10					-1													-1		
11		+1		+1					+1	+1		+1								
12			+1			+1	+1	+1			+1						+1		+1	
13													+1		+1	+1				
14					-1															
15																				
16	+1		+1		+1	+1		+1		+1			+1		+1	+1	+1			
17																				
18	+1					+1		+1					+1		+1		+1	+1		
19																				
20									-1			-1								-1
21					+1				+1		+1			+1		+1				+1
22						-1						-1	-1		-1					
23		+1	+1	+1		+1	+1		+1	+1	+1	+1	+1		+1	+1				+1
24																				
FZ	+4	+4	+5	+5	+1	+6	+3	+4	+3	+6	+6	+3	+6	+3	+6	+6	+6	+1	+2	+4

Matrix 2: Fitneß-Berechnung bei Abwachsnutzung (vgl. Kap. 11.5.1)

Za	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1		+1	+1			+1	+1	+1								+1				+1
2																				
3		+1	+1			+1		+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1
4																				+1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6				-1		-1								-1			-1			
7	+1							+1												
8		+1	+1		+1		+1		+1						+1	+1				
9																				
10				-1					-1	-1			-1	-1						
11						+1										+1				
12					+1	+1							+1	+1		+1			+1	
13												+1								
14				-1					-1		-1									-1
15																				
16	+1		+1			+1	+1	+1		+1			+1	+1			+1	+1	+1	+1
17																				
18			+1							+1	+1	+1					+1	+1	+1	
19																				
20		-1				-1		-1												
21	+1			+1	+1						+1	+1		+1			+1	+1		
22		-1				-1		-1		-1										-1
23	+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1					+1		+1	+1			+1	
24																				
Fz	+5	+2	+6	-2	+4	+6	+4	+4	-1	+1	+2	+4	+3	+1	+3	+6	+3	+5	+6	+2

xy

Matrix 2: Fitneß-Berechnung bei Abwachsnutzung (vgl. Kap. 11.5.1) (Ende)

Zb	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1		+1	+1	+1		+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1
2																				
3	+1			+1		+1	+1			+1		+1								+1
4																				
5	+1					+1	+1	+1			+1						+1			
6						-1	-1	-1	-1											
7			+1			+1	+1	+1		+1	+1		+1		+1		+1			+1
8		+1		+1	+1							+1		+1		+1				
9																				
10					-1													-1		
11		+1		+1					+1	+1		+1								
12			+1			+1	+1	+1			+1						+1		+1	
13													+1		+1	+1				
14					-1															
15																				
16	+1		+1		+1	+1		+1		+1			+1		+1	+1	+1			
17																				
18	+1					+1		+1					+1		+1		+1	+1		
19																				
20									-1			-1								-1
21					+1				+1		+1			+1		+1				+1
22						-1						-1	-1		-1					
23		+1	+1	+1		+1	+1		+1	+1	+1	+1	+1		+1	+1				+1
24																				
Fz	+4	+4	+5	+5	+1	+6	+3	+4	+3	+6	+6	+3	+6	+3	+6	+6	+6	+1	+2	+4

Matrix 3: Fitneß-Berechnung bei Teichstillegung (vgl. Kap. 11.5.2.)

3a	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1		-1				-1	-1									-1				-1
2	+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1		+1	+1	+1	
3		-1	-1			-1		-1		-1	-1	-1			-1	-1	-1	-1	-1	-1
4																				-1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6			+1		+1									+1			+1			
7	-1							-1												
8		-1	-1		-1	-1	-1		-1						-1	-1				
9				+1																
10				+1					+1	+1			+1	+1						
11						-1										-1				
12					-1	-1							-1	-1		-1			-1	
13																				
14				+1					+1		+1									+1
15			+1		+1	+1		+1				+1	+1		+1	+1	+1			
16																				
17																				
18			+1							+1	+1	+1					+1	+1	+1	
19		-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1				-1	-1	-1	-1				-1
20		-1				-1	-1	-1												
21	+1			+1	+1						+1	+1		+1			+1	+1		
22		-1				-1		-1		-1										-1
23	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1					-1		-1	1-			-1	
24				+1					+1	+1	+1	+1		+1			+1	+1		
FZ	0	-7	0	+5	0	-8	-5	-4	+2	+2	+3	+4	+1	+3	+2	-6	+5	+4	0	-4

Matrix 3: Fitneß-Berechnung bei Teichstillegung (vgl. Kap. 11.5.2.) (Ende)

3b	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1		-1	-1	-1		-1			-1	-1		-1	-1		-1		-1	-1	-1	-1
2	+1						+1	+1			+1			+1		+1				
3	-1			-1		-1				-1		-1								-1
4																				
5	+1					+1	+1	+1			+1						+1			
6													+1	+1	+1	+1				
7			-1			-1	-1	-1		-1	-1		-1		-1		-1			-1
8		-1		-1	-1				-1			-1		-1		-1				
9																+1			+1	
10					+1													+1		
11		-1		-1					-1	-1		-1							-1	
12			-1			-1	-1	-1			-1						-1			
13																				
14					+1															
15							+1	+1			+1		+1		+1	+1				+1
16																				
17																				
18	+1					+1		+1					+1		+1		+1	+1		
19		-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1	-1	-1		-1		-1			-1	-1
20									-1			-1								-1
21					+1				+1		+1			+1		+1				+1
22						-1						-1	-1		-1					
23		-1	-1	-1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1				-1
24	+1				+1			+1						+1			+1	+1	+1	
FZ	+3	-5	-5	-6	+2	-4	-1	+3	-5	-6	-1	-8	-1	+2	-1	+2	0	+2	-1	-4

Matrix 4: Fitneß-Berechnung beim Managementkonzept zur Förderung der Zwergbinsen-Gesellschaften (vgl. Kap. 11.5.3.)

4a	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1																				
2	+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1		+1	+1	+1	
3																			+1	+1
4																				+1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6			+1		+1									+1		+1				
7	+1							+1												
8		-1	-1		-1	-1	-1		-1						-1	-1				
9				-1																
10																				
11																				
12																				
13																				
14																				
15																				
16	+1		+1			+1	+1	+1		+1			+1	+1			+1	+1	+1	+1
17		-1		-1	-1				-1		-1	-1			-1	-1				
18																				
19		-1		-1	-1	-1			-1						-1	-1				
20																				
21																				
22																				
23																				
24																				
Σ	+4	-3	+2	-2	-1	-1	0	+4	-2	+2	-1	0	+3	+3	-2	-3	+3	+3	+4	+3

Matrix 4: Fitneß-Berechnung beim Managementkonzept zur Förderung der Zwergbinsen-Gesellschaften (vgl. Kap. 11.5.3.) (Ende)

4b	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1																				
2	+1							+1	+1			+1		+1		+1				
3	+1												+1		+1	+1				
4																				
5	+1					+1	+1	+1			+1						+1			
6																				
7			+1			+1	+1	+1		+1	+1		+1		+1	+1				+1
8		-1		-1	-1				-1			-1		-1						
9																			-1	
10																				
11																				
12																				
13																				
14																				
15																				
16	+1		+1		+1	+1		+1		+1			+1		+1	+1	+1			
17		-1		-1			-1		-1		-1	-1		-1				-1	-1	-1
18																				
19		-1		-1			-1		-1	-1	-1	-1		-1					-1	-1
20																				
21																				
22																				
23																				
24																				
Σ	+4	-3	+2	-3	0	+4	0	+4	-2	+1	0	-2	+3	-2	+3	+3	+3	-1	-3	-1

Matrix 5: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungversuch (vgl. Kap. 11.5.4.) (Phase A)

5a	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	+1	+1	+1			+1	+1	+1								+1				+1
2																				
3		+1	+1			+1		+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1
4																				+1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6			-1		-1									-1			-1			
7	+1							+1												
8																				
9				-1																
10				-1					-1	-1			-1	-1						
11						+1										+1				
12					+1	+1							+1	+1		+1			+1	
13												+1								
14				-1					-1		-1									-1
15																				
16	+1		+1			+1	+1	+1		+1			+1	+1			+1	+1	+1	+1
17																				
18																				
19																				
20		+1				+1	+1	+1												
21																				
22																				
23	+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1					+1		+1	+1			+1	
24																				
FZ	+5	+4	+3	-3	+1	+7	+4	+7	-2	+1	0	+2	+3	0	+2	+5	+1	+3	+5	+4
25	-1		-2	-3					-2	-2	-3	-1		-1			-3	-2	-2	-3
26	-2	-1	-1	-2		-2				-1	-1	-1		-1		-1			-1	

Matrix 5: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungversuch (vgl. Kap. 11.5.4.) (Phase A / Ende)

5b	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1		+1	+1	+1		+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1
2																				
3	+1			+1		+1				+1		+1								+1
4																				
5	+1					+1	+1	+1			+1						+1			
6																				
7			+1			+1	+1	+1		+1	+1		+1		+1		+1			+1
8																				
9																			-1	
10					-1													-1		
11		+1		+1					+1	+1		+1							+1	
12			+1			+1	+1	+1			+1						+1			
13													+1		+1	+1				
14					-1															
15																				
16	+1		+1		+1	+1		+1		+1			+1		+1	+1	+1			
17																				
18																				
19																				
20									+1			+1								+1
21																				
22																				
23		+1	+1	+1		+1	+1		+1	+1	+1	+1	+1		+1	+1				+1
24																				
FZ	+3	+3	+5	+4	-1	+7	+4	+4	+4	+6	+5	+5	+5	+1	+5	+4	+5	0	+1	+5
25	-3	-2		-2	-2		-2		-2	-1	-2	-1	-1	-2	-1	-2	-3	-3		-3
26				-1	-1		-1			-1	-2	-1	-2	-1		-2	-2	-2	-2	

Matrix 6: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungversuch (vgl. Kap. 11.5.4.) (Phase B)

bb	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1																				
2	+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1		+1	+1	+1	
3		+1	+1			+1		+1		+1	+1	+1			+1	+1	+1	+1	+1	+1
4																				-1
5	+1							+1					+1					+1	+1	
6			+1		+1									+1			+1			
7	-1																			
8		-1	-1		-1	-1	-1		-1						-1	-1				
9																				
10				+1					+1	+1			+1	+1						
11																				
12																				
13																				
14				+1					+1		+1									+1
15																				
16																				
17																				
18			-1							-1	-1	-1					-1	-1	-1	
19																				
20		+1		+1	+1	+1														
21																				
22																				
23	+1	+1	+1		+1	+1	+1	+1					+1		1+	+1			+1	
24																				
25	-1		-2	-3					-2	-2	-3	-1		-1			-3	-2	-2	-3
26	-2	-1	-1	-2		-2				-1	-1	-1		-1		-1			-1	
FZ	-1	+1	-1	-1	+3	0	0	+4	0	-1	-3	-1	+4	+1	+2	0	-1	0	0	-1

Matrix 6: Fitneß-Berechnung beim Aushagerungversuch (vgl. Kap. 11.5.4.) (Phase B / Ende)

bb	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
1																				
2	+1						+1	+1			+1			+1		+1				
3	+1			+1		+1				+1		+1								+1
4																				
5	+1					+1	+1	+1				+1					+1			
6													+1	+1	+1	+1				
7			-1			-1	-1	-1		-1	-1		-1		-1		-1			-1
8		-1		-1	-1				-1			-1		-1		-1				
9																				
10					+1													+1		
11																				
12																				
13																				
14					+1															
15																				
16																				
17																				
18	-1					-1			-1				-1		-1			-1		
19																				
20									+1			+1								+1
21																				
22																				
23		+1	+1	+1		+1	+1		+1	+1	+1	+1	+1		+1	+1				+1
24																				
25	-3	-2		-2	-2		-2		-2	-1	-2	-1	-1	-2	-1	-2	-3	-3		-3
26				-1	-1		-1			-1	-2	-1	-2	-1		-2	-2	-2	-2	
FZ	-1	-2	0	-2	-2	+1	-1	+2	-2	-1	-3	+1	-3	-2	-1	-2	-5	-4	-1	-1

Tabelle 1: Charetea fragilis

Spalten 1-7: Nitelletum flexilis
Spalten 8-9: Nitellopsidetum obtusae
Spalten 10-18: Charetum vulgaris
Spalten 19-20: Charo-Tolypelletum intricatae
Spalten 21-30: Basalgesellschaft der Charetea, Ausbildung von *Chara globularis*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Naturraum	S	G	H	G	G	G	S	G	S	S	S	H	S	S	S	H	G	S	G	H	H	H	H	H	H	H	S	H	G	H
Ort	Hahn heid	Spr hoe	Sten Trit	Spr hoe	Hohe Lock	Hohe Lock	Hahn heid	Lang horn	Hahn heid	Gram bek	Gram bek	Bök berg	Gram bek	Gram bek	Gram bek	Timm horn	Hoh west	Gram bek	Wald hütt	Kass tei	Schr apen	Gram bek	Bök berg	Sten Trit	Bök berg	Klat kamp	Gram bek	Gra bau	Ost holz	Schr apen
Aufnahme-Nummer	112	108	113	108	107	107	112	91	112	127	127	119	127	127	127	135	105	127	78	68	122	127	119	113	42	47	127	131	101	122
	8	7	3	1	3	4	7	1	10	18	7	3	9	5	8	10	4	13	5	10	2	14	5	1	1	1	2	8	1	1
Datum	30.7	28.7	9.8	28.7	28.7	28.7	30.7	4.7	4.8	21.8	21.8	14.8	21.8	21.8	21.8	27.8	24.7	21.8	24.7	20.6	14.8	21.8	14.8	9.8	13.8	15.8	21.8	28.8	22.7	14.8
	91	91	91	91	91	91	91	91	92	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	92	91	91	91	91	90	90	91	91	91	91
Fläche (m^2)	4	9	4	9	9	9	4	16	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	4	9	9	9	9	2	2	9	6	8	9
Deckung %	100	100	100	25	5	35	5	100	100	90	100	100	100	100	100	60	100	100	100	35	95	100	80	100	80	90	100	80	25	15
Artenzahl	3	2	6	9	10	9	8	11	8	4	4	2	10	13	11	8	4	8	11	10	4	12	6	6	6	6	5	6	10	7
Wassertiefe (cm)	80	50	170	50	40	70	50	50	40	40	80	120	80	40	120	10	50	25	100	30	60	30	80	200	50	70	70	60	80	60
Ch1 Nitella flexilis	5	4	3	2a	2a	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch2 Nitellopsis obtusa	.	.	1	.	.	.	.	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch3 Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	5	5	5	3	3	3	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch4 Tolypella prolifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
KCh5 Chara globularis	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2a	5	5	4	4	4	3	3	2b	2a	2a
Sonstige																														
Lemna minor	.	.	.	2m	1	.	1	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2b	2m	.	2m	.	.	.	2m	.
Lemna trisulca	.	.	.	2m	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	2m	2m	1	.	.	.	.
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.
Ricciella fluitans agg.	.	.	.	2a	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nuphar lutea	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum amphibium f.nat.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton natans	.	.	.	2a	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.
Ranunculus paltatus	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	x	.	1	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche platycarpa	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	x	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	.
Potamogeton gramineus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.
Potamogeton alpinus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a
Potamogeton lucens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	2a	2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	4	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.
Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.
Ranunculus circinatus	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	1	.	1	3	2a	1	.	.	.	.
Potamogeton acutifolius	.	.	.	.	.	.	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton panormitanus	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	1	.	2m	2m	2m	.	2m	2m	.	2m	2m	2m	2m	.	2m	2m	.	2m	.	.	1
Potamogeton berchtoldii	.	.	.	2m	.	.	x	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.
Potamogeton pectinatus	.	.	2m	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	2m	.	1	1	.	.	.	.	.	2m
Elodea canadensis	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	3	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	1	.	.
Ceratophyllum demersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1
Potamogeton obtusifolius	1	.	.	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche hermaphroditica	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elatine hydropiper	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m
Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.
Calliergonella cuspidata	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leptodictyum riparium	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	2a	.	.	.
Fontinalis antipyretica	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus bulbosus	.	3	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.
Sparganium emersum	.	.	.	1	1	1	x	2m	1	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	x	.	1	.
Alisma gramineum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oenantha aquatica	.	.	.	.	.	.	.	x	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	x	.	r	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	r	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	1	.
Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 2: Lemnetea minoris

Spalten 1-4: Lemnetum gibbae
Spalten 5-17: Lemno-Spirodeletum polyrhizae
Spalten 18-26: Ricciellletum fluitantis
Spalten 27-30: Lemnetum trisulcae
Spalten 31-33: Basalgesellschaft der Lemnetea, Ausbildung von *Lemna minor*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
Naturraum	S	G	G	H	G	H	H	S	G	S	G	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	G	H	S	H	H	H	H
Ort	Kl. Voll	Pap mühl	Pap mühl	Bök berg	Buck en	Knip haga	Knip hage	Kl Voll	Box berg	Kl. Voll	Sand weg	Knip hage	Hail hoop	Knip hage	Siel bek	Born brok	Kük West	Siel bek	Kass tei	Kass tei	Ras torf	Kass tei	Lamm hage	Lamm hage	Eid tal	Ras torf	Lang horn	Siel bek	Gram bek	Lamm hage	Klet kamp	Klet kamp	Klet kamp
Aufnahme-Nummer	21	109	109	120	98	32	32	21	97	22	110	32	124	32	39	72	125	39	69	66	4	66	51	52	15	4	92	39	127	52	49	49	49
	5	3	6	2	7	1	2	15	7	1	1	4	2	5	1	1	3	7	3	1	1	7	4	6	6	5	10	8	14	4	1	3	2
Datum	29.8	29.7	29.7	14.8	20.7	10.8	10.8	30.7	20.7	30.7	29.7	10.8	20.8	10.8	12.8	3.9	20.8	12.8	30.8	29.8	15.6	29.8	17.8	17.8	22.7	17.6	17.5	30.8	21.8	17.8	15.8	15.8	15.8
	91	91	91	91	91	90	90	90	91	90	91	90	91	90	90	90	91	90	90	90	90	90	90	90	90	90	92	90	91	90	90	90	90
Fläche (m^2)	4	2	4	4	9	4	2	6	6	4	9	2	9	2	6	4	9	4	4	8	4	6	4	4	4	4	4	4	4	2	4	4	2
Deckung %	100	100	100	100	100	100	100	70	100	100	100	100	100	50	15	100	60	90	90	60	40	30	30	100	25	10	100	100	100	100	100	100	60
Artenzahl	9	5	8	3	6	8	4	6	8	9	6	5	6	7	6	5	4	8	14	8	7	7	8	12	3	6	5	4	11	5	10	4	6
Wassertiefe (cm)	70	90	90	40	80	30	60	40	80	90	50	80	90	50	30	30	100	30	20	10	15	30	30	20	50	20	60	50	30	80	50	20	60
Ch1 Lemna gibba	4	4	3	3	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch2 Spirodela polyrhiza	2b	2a	2a	3	5	5	5	4	4	4	3	3	2b	2b	2m	2m	1	2m	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch3 Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2a	2a	2m	2a	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ricciocarpus natans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	3	2m	2m	.	.	3	2b	2m	.	.	.	.	.	.	.
Ch4 Lemna trisulca	1	.	.	.	.	.	.	2m	2a	2m	.	.	.	.	2m	.	.	2m	2m	.	2m	.	2a	2a	.	.	4	3	3	2b	.	.	.
KCh5 Lemna minor	2m	.	.	.	.	2m	2m	2m	2b.	2m	.	2m	2a	2m	2m	5	2b	2m	2m	2m	2a	2m	2m	2a	2m	2m	.	2m	2b	2m	5	5	2b
Sonstige																																	
Potamogeton natans	.	1	2b	.	x	.	3	.	.	3	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum amphibium f.nat.	2a	.	.	.	.	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	1	.	.	.	.	.	r	1	.	x	.	.
Callitriche platycarpa	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton lucens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	5	4	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton panormitanus	.	2m	2m	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.
Potamogeton berchtoldii	1	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Potamogeton trichoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton pectinatus	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	3	2b	.
Ranunculus circinatus	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	2a	r	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	2a	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Myriophyllum verticillatum	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elodea canadensis	.	.	.	.	3	.	.	5	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	1	.
Ceratophyllum demersum	4	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	.	2m	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	1	1	.
Ceratophyllum submersum	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	2a	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Chara globularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oenanthe aquatica	.	.	.	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	x	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	1	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.
Spaganium emersum	x	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.
Alisma gramineum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Sagittaria sagittifolia	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Hottonia palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	x	.	.	.	2m	.	.	x	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
Typha latifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria maxima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus lacustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Typha angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phragmites australis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Iris pseudacorus	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex rostrata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Carex gracilis	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex elata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pseudocyperus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Solanum dulcamara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sium latifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lythrum salicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.

Tabelle 3: Nymphaeion albae

Spalten 1-2: Myriophyllo-Nupharetum luteae, Ausbildung von *Nuphar lutea*
Spalten 3-5: Myriophyllo-Nupharetum luteae, Ausbildung von *Nymphaea alba*
Spalten 6-8: Nymphoidetum peltatae
Spalten 9-12: Basalgesellschaft des Nymphaeion, Ausbildung von *Polygonum amphibium*
Spalten 13-22: Basalgesellschaft des Nymphaeion, Ausbildung von *Potamogeton natans*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Naturraum	H	S	H	S	H	G	G	G	H	H	H	S	S	G	G	G	G	G	G	G	S	H
Ort	Rein feld	Hahn heid	Weh ren	Met hors	GBd feld	Falk burg	Wald hüt	Buck en	Kass tai	Hei ck	Fink hors	Tim horn	Gram bek	Heid weg	Sand weg	Lang horn	Bred hop	Pap mühl	Spr hoe	Spr hoe	Gram bek	Heil hoop
Aufnahme-Nummer	146	112	132	137	123	106	78	98	68	23	114	135	127	93	110	91	82	109	108	108	127	124
	1	12	3	4	4	4	7	9	1	5	2	11	16	3	1	1	7	6	8	1	12	2
Datum	2.8	30.7	24.8	29.8	15.8	24.7	24.7	20.7	30.8	31.7	31.7	27.8	21.8	5.7	29.7	4.7	13.8	29.7	28.7	28.7	21.8	20.8
	92	92	91	91	91	91	91	91	90	90	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
Fläche (m²)	12	9	9	9	9	9	9	9	4	4	6	8	9	9	9	16	9	4	9	9	9	9
Deckung %	70	30	60	70	50	90	80	100	100	30	90	60	70	50	100	100	100	100	50	25	100	100
Artenzahl	2	6	3	7	6	4	4	5	11	10	1	2	4	5	6	10	6	8	10	9	8	6
Wassertiefe (cm)	120	100	120	140	120	120	100	20	50	60	100	70	100	30	50	50	80	90	80	50	60	90
Ch1 Nuphar lutea	4	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nymphaea alba	.	.	4	4	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.
Ch2 Nymphoides peltata	.	.	.	.	.	5	5	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh3 Polygonum amphibium f.nat.	.	.	.	.	x	.	.	.	3	2a	5	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh4 Potamogeton natans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	3	3	2b	2b	2b	2a	2a	2a	2a
Potamogatonetea-Arten																						
Myriophyllum verticillatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.
Ranunculus peltatus	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche platycarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Callitriche palustris agg.	2m	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.
Potamogeton lucens	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.
Ranunculus trichophyllus	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	.
Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2a
Ranunculus circinatus	.	.	2m	2a	2a	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	2m	2m	.	.	.
Potamogeton panormitanus	.	.	.	1	.	1	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	2m	.
Potamogeton pectinatus	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
Potamogeton berchtoldii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1
Ceratophyllum demersum	.	.	.	2a	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Ceratophyllum submersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Elodea canadensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	2a	.	2b	.	.	.
Potamogeton obtusifolius	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	2m	2m	2m	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2a	2m	.	.	.
Sonstige																						
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	2a
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	3	.	.	2a	.	.	.	2b
Lemna gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.
lemna trisulca	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	.
Ricciaila fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elatine hydropiper	.	.	.	.	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara globularis	.	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.
Nitella flexilis	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Nitellopsis obtusa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.
Leptodictyum riparium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium emersum	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	1	.	1	1	.	.
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
Oenanthe aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	1	.
Glyceria fluitans	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m	r	1	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	1	.	1	x	.	.	.	.	.
Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	1	.
Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus lacustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 4: Hydrocharition morsus-ranae

Spalte 1: Stratiotetum aloidis, Ausbildung von *Stratiotis aloides*
Spalten 2-5: Stratiotetum aloidis, Ausbildung von *Hydrocharis morsus-ranae*
Spalten 6-7: Utricularietum vulgaris

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7
Naturraum	H	S	G	H	G	G	G
Ort	Bau dorf	Met hors	Spr hoe	Weh ren	Heid weg	Quel tal	Quel tal
Aufnahme-Nummer	53	137	108	132	93	96	96
	J	1	5	2	1	5	5
Datum	17.8	29.8	28.7	24.8	5.7	18.7	18.7
	90	91	91	91	91	91	91
Fläche (m²)	9	4	4	6	4	9	8
Deckung %	100	80	15	8	30	100	90
Artenzahl	7	8	5	11	8	10	13
Wassertiefe (cm)	100	70	40	20	70	60	80
Ch1 Stratiotes aloides	5	.	.	.	.	.	.
Hydrocharis morsus-ranae	x	4	2a	2a	1	.	.
Ch2 Utricularia vulgaris	.	.	.	.	.	4	2b
Potamogatonetea-Arten							
Polygonum amphibium f.nat.	.	.	.	.	r	.	.
Potamogeton natans	.	.	.	.	.	2a	x
Nymphaea alba	.	.	.	.	.	x	.
Ranunculus peltatus	.	.	.	.	1	2m	2m
Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	2m	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	2a	.	.	.	.
Potamogeton lucens	.	.	.	x	.	.	.
Potamogeton alpinus	.	.	.	.	.	.	2a
Potamogeton panormitanus	.	x	.	.	.	.	2m
Potamogeton berchtoldii	x	.	.	.	.	.	.
Potamogeton pectinatus	.	x	.	.	.	.	.
Ranunculus circinatus	.	x	.	.	.	.	.
Elodea canadensis	.	.	1	.	.	.	.
Callitriche hermaphroditica	.	2m	.	.	.	.	.
Ceratophyllum demersum	1	x	.	.	.	.	.
Sonstige							
Lemna minor	2m	x	2m	2m	2m	1	.
Spirodela polyrhiza	.	.	.	2m	.	1	.
Lemna trisulca	2m	2a	.	2m	.	.	.
Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	2m	.	.
Elatine hydropiper	.	.	.	.	2m	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	2a	1	.	.	2b
Fontinalis antipyretica	.	.	.	1	.	.	.
Calliergonella cuspidata	2m	.	.	.	.	2a	2m
Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	1	.	1
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	2a	.	1
Sparganium emersum	.	.	.	1	.	.	1
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	1	.	.	.
Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	.	1	.
Nasturtium microphyllum	.	.	.	.	.	2a	2m
Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	x
Typha latifolia	.	.	.	.	.	.	1
Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria maxima	.	.	.	1	.	.	.
Solanum dulcamara	.	.	.	1	.	.	.

Tabelle 5: Ranunculion aquatilis

Spalten 1-4: Ranunculetum peltati
Spalten 5-7: Ranunculetum aquatilis
Spalte 8: Hottonietum palustris
Spalte 9: Basalgesellschaft des Ranunculion, Ausbildung von *Callitriche cophocarpa*
Spalten 10-15: Basalgesellschaft des Ranunculion, Ausbildung von *Callitriche platycarpa*
Spalten 16-27: Basalgesellschaft des Ranunculion, Ausbildung von *Ranunculus trichophyllus*

Laufende Nummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Naturraum		H	G	H	G	S	G	H	H	G	G	G	H	H	G	G	G	G	G	S	H	G	G	G	G	G	G	G
Ort		Kass tei	Heid weg	Hei ck	Quel tal	Gram bek	Lang horn	Knip hage	Knip hage	Holl born	Mee zen	Pap mühl	Kük West	Tim horn	Pap mühl	Pap mühl	Glü sing	Holl born	Mee zen	Gram bek	Sten Trit	Hoh west	Mee zen	Glü sing	Hohe Lock	Buck an	Glü sing	Mee zen
Aufnahme-Nummer		68	93	23	96	127	92	32	32	99	87	109	125	135	109	109	104	99	85	127	113	105	85	104	107	98	104	85
		2	6	2	8	9	9	12	11	5	5	13	3	1	7	14	6	4	2	13	2	4	3	1	4	6	3	5
Datum		30.8	5.7	31.7	18.7	21.8	15.5	30.5	30.5	21.7	21.6	29.7	20.8	27.8	29.7	29.7	23.7	21.7	21.6	21.8	9.8	24.7	21.6	23.7	28.7	20.7	23.7	21.6
		90	91	90	91	91	92	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
Fläche (m²)		2	9	4	8	9	4	4	6	9	9	9	9	2	4	4	8	9	9	9	9	9	9	5	9	9	9	9
Deckung %		100	50	25	60	100	80	90	90	55	80	50	60	25	25	90	100	100	100	100	100	100	50	30	35	100	90	90
Artenzahl		7	7	9	7	11	5	10	10	11	7	8	5	5	7	6	7	4	8	9	11	4	7	8	9	6	8	7
Wassertiefe (cm)		80	80	50	80	80	40	30	30	70	50	5	100	80	40	~	70	100	70	25	70	50	70	70	70	70	70	50
Ch1	Ranunculus peltatus	5	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.
Ch2	Ranunculus aquatilis	.	.	.	.	4	4	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch3	Hottonia palustris	.	.	.	.	.	.	2a	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh4	Callitriche cophocarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vch5	Callitriche platycarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	3	2b	2b	2b	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh6	Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	2b	.	.	.	.	.	.	.	5	4	4	4	3	3
V	Callitriche hamulata	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m
Potamogetonetea-Arten																												
	Nymphoides peltata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
	Polygonum amphibium f.nat.	.	.	x	.	1	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	r	.	1	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
	Potamogeton natans	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton lucens	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus circinatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.
	Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	1	.	.	2b	.	.	1	.	.	.	.	2m	2m	.	.
	Potamogeton alpinus	.	.	.	2a	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton obtusifolius	.	1	2a	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
	Callitriche hermaphroditica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton panormitanus	.	.	.	3	2m	.	.	.	2m	.	2m	2a	.	1	.	2m	.	1	2m	1	2m	.	2m	2m	.	2m	.	.
	Potamogeton pectinatus	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.	1	x	.	.	.	1	2a	.	.	.
	Potamogeton berchtoldii	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton crispus	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	3	.
	Ceratophyllum demersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	1	3	.
	Elodea canadensis	.	.	.	2a	1	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige																												
	Lemna minor	.	1	2m	.	.	.	2m	2m	.	.	.	2b	2m	.	.	1	.	2m	2m	1	.	.	2m	.	.	.	.	.
	Spirodela polyrhiza	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	2a	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2m
	Lemna trisulca	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.
	Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.
	Elatine hydropiper	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2a	2b	.	.	.	.	2b	.	.	2m	1	2a	.	.	4
	Eleocharis acicularis	.	2b	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	2m	.	2b	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.
	Chara vulgaris	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	.	2m	.
	Chara globularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.
	Nitella flexilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	2m	.	.	.	2a	.
	Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Drepanocladus aduncus	.	2m	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.
	Leptodictyum riparium	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Alisma plantago-aquatica	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	r	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
	Sparganium emersum	.	1	.	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Glyceria fluitans	.	.	1	1	1	.	1	.	.	.	.	.	2a	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.
	Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
	Alisma gramineum	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Oenanthe aquatica	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
	Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.
	Juncus bulbosus	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex rostrata	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex vesicaria	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Typha latifolia	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Phalaris arundinacea	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
	Solanum dulcamara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum persicaria	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Veronica anagallis-aquatica	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
	Alopecurus geniculatus	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Agrostis stolonifera	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Rorippa amphibia	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus flammula	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 6: Potamogetonion pectinati

Spalten 1-18: Potamogetonetum lucentis
Spalten 19-21: Potamogetonetum lucentis, *Ranunculus circinatus*-Dominanzbestände
Spalten 22-23: Potamogetonetum graminei
Spalte 24: Potamogetonetum praelongi
Spalten 25-28: Zannichellietum palustris

Laufende Nummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Naturraum		S	H	H	H	H	S	H	S	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	S	H	H	G	G	G	G	G	S	G
Ort		Kl. Voll	Knip hage	Heil hoop	Göd feld	Gra bau	Met horn	Gra bau	Kl. Voll	Klet kamp	Heil hoop	Knip hage	Wohl Kamp	Weh ten	Heil hoop	Born brok	Lamm hage	Kass tei	Rum mel	Gram bek	Klet kamp	Klet kamp	Ost holz	Quel talW	Quel tal	Holl born	Holl born	Bok holm	Pap mühl
Aufnahme-Nummer		22	32	124	123	131	137	131	22	47	124	32	50	132	124	71	55	68	116	127	47	49	101	95	96	99	99	88	109
		1	4	2	2	1	2	8	3	4	6	5	4	1	1	2	1	1	1	4	3	3	1	6	7	3	6	2	6
Datum		30.7	10.8	20.8	18.8	28.8	29.8	28.8	29.8	15.7	20.8	10.8	15.8	24.8	20.8	3.9	19.8	30.8	13.8	21.8	15.8	15.8	22.7	18.7	18.7	21.7	21.7	3.7	29.7
		90	90	91	91	91	91	91	91	90	91	90	90	91	91	90	90	90	91	91	90	90	91	91	91	91	91	91	91
Fläche (m²)		9	9	9	9	9	6	9	9	12	9	12	9	9	9	9	6	12	9	9	6	6	8	9	4	9	9	9	4
Deckung %		100	100	100	100	70	100	80	100	70	100	50	100	40	80	70	20	100	15	100	70	100	25	25	100	80	100	35	100
Artenzahl		9	5	6	8	5	8	6	14	8	5	7	8	9	7	7	5	11	8	9	4	4	10	13	8	8	7	4	8
Wassertiefe (cm)		90	80	90	50	80	80	60	70	70	80	50	30	50	80	60	60	50	45	50	70	20	80	90	80	80	80	90	90
Ch1	Potamogeton lucens	5	5	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	2b	2b	2b	2b	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus circinatus	2m	.	2a	3	.	x	.	1	2m	5	4	.	1	1	1	1	.	1	4	3	3	.	.	.	.	.	.	.
Ch2	Potamogeton gramineus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	.	.	.	.
Ch3	Potamogeton praelongus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.
Ch4	Zannichellia palustris	.	.	.	2m	2m	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	4	3	2b	2a
V	Potamogeton alpinus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.
	Potamogeton obtusifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton acutifolius	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton panormitanus	.	.	.	1	2m	x	2m	.	2m	.	1	.	.	.	.	.	2m	2m	2b	.	.	.	2m	.	2m	2m	.	2m
	Potamogeton berchtoldii	1	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m	.
	Potamogeton pectinatus	.	.	.	1	2a	x	.	.	.	1	.	1	.	.	3	1	.	.	2m	.	3	.	.	.	.	.	.	2a
	Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.
	Callitriche hermaphroditica	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogetonetea-Arten																													
	Polygonum amphibium f. nat.	1	.	.	.	.	.	.	x	.	1	.	.	x	1	1	1	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton natans	.	.	2a	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	1	.	.	2b
	Nymphaea alba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
	Ranunculus peltatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	2a	.
	Callitriche platycarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
	Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.
	Elodea canadensis	.	.	.	.	.	.	1	.	2b	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	3	2a	.
	Ceratophyllum demersum	.	.	1	.	.	.	.	2b	2m	.	.	.	1	.	.	.	.	3	1	1	.	.	.	.	2m	.	.	.
	Ceratophyllum submersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Sonstige																													
	Lemna minor	2m	2m	2a	.	.	1	.	2m	2m	.	2m	2m	1	2a	2m	.	2m	2m	2m	.	5	2m	.	.	2m	2m	.	.
	Spirodela polyrhiza	4	3	2b	.	1	.	.	2m	.	.	2b	.	1	2a	2m	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	2a
	Lemna gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
	Lemna trisulca	2m	.	.	x	.	2a	.	2b	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.
	Nitella flexilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.
	Chara globularis	.	.	.	.	.	2m	2b	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	1	.	.	2a	.	2b	.	.	.	.
	Elatine hydropiper	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Juncus bulbosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.
	Alisma gramineum	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	x	.	.	2m	x	.	1	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sparganium emersum	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.
	Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.
	Oenanthe aquatica	x	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alisma plantago-aquatica	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.
	Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Equisetum fluviatile	.	x	.	.	.	.	.	x	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
	Sparganium erectum agg.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
	Thypha latifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
	Mentha aquatica agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
	Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
	Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.
	Leptodictyum riparium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 7: Basalgesellschaft des Potamogetonion

Spalten 1-8: Ausbildung von *Potamogeton alpinus*
Spalten 9-24: Ausbildung von *Potamogeton obtusifolius*
Spalten 25-28: Ausbildung von *Potamogeton panormitanus*
Spalten 29-35: Ausbildung von *Potamogeton pectinatus*
Spalten 36-42: Ausbildung von *Potamogeton crispus*
Spalten 43-48: Ausbildung von *Callitriche hermaphroditica*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	6	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48
Naturraum	G	G	G	G	G	G	G	G	G	H	H	H	H	H	H	H	S	S	G	G	G	G	G	S	H	S	H	H	H	H	H	H	H	H	G	G	G	H	H	H	H	H	H	S	H
Ort	Wald hütt	Bred hop	Holl born	Bred hop	Holl born	Holl born	Quel tal	Quel talW	Heid weg	Heid tei	Mön Trit	Mön Trit	Mön Trit	Hei ck	Heid tai	Hei ck	Kl. Voll	Hahn heid	Lang horn	Lang horn	Wald Han	Heid weg	Lang horn	Hahn heid	Bök berg	Gram bak	Heil hoop	Bred hop	Bök berg	Born brok	Kass tei	Holl born	Born brok	Göd feld	Klat kamp	Bök berg	Glü sing	Glü sing	Glü sing	Kat Bak	Pap mühl	Schr apen	Gra bau	Sten Trit	Sten Trit	Sten Trit	Met hors	Gra bau
Aufnahme-Nummer	78	82	99	82	99	99	96	95	94	133	115	115	115	23	113	23	22	112	92	92	100	93	91	112	119	127	124	82	119	72	67	99	74	123	49	119	104	104	104	56	109	122	131	113	113	113	137	131
	5	8	8	2	4	5	9	5	6	5	6	7	8	2	1	5	4	7	5	6	2	6	1	8	2	6	5	3	1	1	1	7	1	1	2	3	7	3	4	2	12	1	5	1	3	2	2	7
Datum	24.7	13.8	21.7	15.6	21.7	21.7	18.7	18.7	5.7	24.8	9.8	9.8	9.8	31.7	24.8	31.7	29.8	30.7	4.7	4.7	21.7	5.7	4.7	30.7	14.8	21.8	20.8	16.6	14.8	3.9	30.8	21.7	3.9	18.8	15.8	14.8	23.7	23.7	23.7	19.8	29.7	14.8	22.8	9.8	9.8	9.8	29.8	22.8
	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	90	91	90	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	90	90	91	90	91	90	91	91	91	91	90	91	91	91	91	91	91	91	91
Fläche (m^2)	9	9	6	9	9	9	8	9	6	6	4	4	4	4	5	4	4	4	9	9	8	9	16	4	9	9	9	9	9	4	4	9	4	9	2	9	9	9	9	2	9	9	6	9	4	9	6	9
Deckung %	100	100	75	70	100	55	90	20	25	20	10	15	20	25	7	30	7	5	25	40	5	50	100	100	80	80	80	10	100	100	40	60	70	100	60	100	100	90	50	15	15	15	45	100	100	100	40	35
Artenzahl	12	5	9	9	4	11	13	12	5	6	6	5	7	8	6	10	11	8	6	8	6	6	11	3	6	5	10	8	7	5	10	5	17	8	6	2	6	8	8	6	8	7	3	6	4	10	9	7
Wassertiefe (cm)	100	80	60	80	100	70	80	80	50	20	20	20	10	50	20	60	60	50	50	40	30	80	50	80	60	15	70	70	60	30	60	90	45	60	60	120	100	70	50	50	5	60	80	200	170	70	80	100
VCh1 Potamogeton alpinus	5	4	4	4	2b	2b	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh2 Potamogeton obtusifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	4	2m	2m	.	2m	2m	.	2m	.	.	.	2m	2m	1	2m	1	2m	.	.	1	1	2m
VCh3 Potamogeton panormitanus	.	.	2m	.	.	2m	2m	2m	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	1	2m	1	.	3	3	3	3	3	3	2b	.	.	.	.	.	2m	2m	.	1	1	.	x	1	.
VCh4 Potamogeton pectinatus	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	2b	.	.	.	.	.	5	4	3	2b	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.
VCh5 Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
VCh6 Callitriche hermaphroditica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	3	3	3a	2a
V Potamogeton acutifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2a	.	.	.	r	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton friesii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton berchtoldii	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a	2m	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton lucens	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	2m	2m	.	2m	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus circinatus	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	2m	2m	.	.	2m	1	.	.	1	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.
Potamogeton trichoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogetonetea-Arten																																															
Polygonum amphibium f. nat.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	x	.	.	x	.	2a	.	.	.	.	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	x	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton natans	.	.	1	.	.	1	x	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nuphar lutea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nymphaea alba	.	.	.	x	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Utricularia vulgaris	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Ranunculus peltatus	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	x	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus aquatilis agg.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x
Callitriche platycarpa	.	.	2m	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	1	.	2b	3	2b	.	.	.	.	.	.	.	x	.
Callitriche cophocarpa	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllum verticillatum	.	2b	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	1	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Elodea canadensis	.	2m	2a	.	.	2a	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllum spicatum	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2b	.	.	.	.	.	1	.	2m	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceratophyllum demersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige																																															
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	2m	1	.	.	.	1	2m	.	2m	.	2m	.	2a	5	2m	.	2m	1	2b	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	1	.	1
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2m	2m	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1
Riccielia fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2b	.
Lemna trisulca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	2m	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
Nitellopsis obtusa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Nitella flexilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.
Tolypella prolifera	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	2m	.	.	.	2a	.	4	.	.	2m	.	.
Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara globularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b
Zlatina hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	2m	.	.	.	2m	.	2a	2a	.	2b	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	.	2b	2m	2b	.	.	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus bulbosus	.	.	2a	.	.	2b	.	.	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium minimum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma gramineum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	1
Sparganium emersum	.	1	1	1	.	1	1	.	1	.	1	.	.	.	x	.	1	x	.	1	1	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oenantha aquatica	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	x	1	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	1	.	1	.	.	1	1	2a	.	.	.	.	x	.	.	.	1	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	1	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex vesicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bolboschoenus maritimus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus lacustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Typha latifolia	.	.	.	.	.	x	r	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica agg.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis palustris agg.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocotile vulgaris	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica	2m	.	.	1	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus aduncus	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leptodictyum riparium	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 8: Basalgesellschaft der Potamogetonetea

Spalten 1-10: Ausbildung von *Elodea canadensis*
Spalten 11-13: Ausbildung von *Myriophyllum spicatum*
Spalten 14-19: Ausbildung von *Ceratophyllum demersum*
Spalten 20-21: Ausbildung von *Ceratophyllum submersum*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Naturraum	G	G	H	G	G	G	S	S	G	G	S	G	S	H	H	S	S	G	S	H	H
Ort	Sand weg	Box berg	Klet kamp	Sand weg	Sand weg	Buck en	Gram bek	Gram bek	Hoh west	Spr hoe	Gram bek	Buck en	Gram bek	Siel beck	Lamm hage	Gram bek	Kl. Voll	Holl born	Gram bek	Lamm hage	Lamm hage
Aufnahme-Nummer	110	97	47	110	110	98	127	127	105	108	127	98	127	39	51	127	21	99	127	52	52
	1	7	1	8	7	7	12	8	4	8	3	5	2	2	2	17	5	1	1	4	1
Datum	29.7	20.7	15.8	29.7	29.7	20.7	21.8	21.8	24.7	28.7	21.8	20.7	21.8	12.8	17.8	21.8	29.8	21.7	21.8	17.8	17.8
	91	91	90	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	90	90	91	91	91	91	90	90
Fläche (m²)	9	9	2	9	4	9	9	9	9	9	9	9	9	2	2	9	4	8	9	2	2
Deckung %	100	100	90	90	100	100	100	100	100	50	100	60	100	100	90	100	100	100	40	100	100
Artenzahl	6	8	6	8	7	6	8	10	4	10	6	4	4	5	5	6	9	7	6	5	4
Wassertiefe (cm)	50	80	70	60	90	80	60	120	50	80	40	60	70	50	40	100	70	80	70	80	70
KCh1 Elodea canadensis	5	5	5	4	4	4	3	3	3	2b	5	4	2b	.	.	.	.	2b	.	.	.
KCh2 Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.
KCh3 Ceratophyllum demersum	2m	.	.	1	.	.	3	1	.	.	.	.	.	5	5	4	4	3	3	5	5
KCh4 Ceratophyllum submersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogetonetea-Arten																					
Potamogeton lucens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Ranunculus circinatus	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	2m	.	.	.	.	1	.	.	2m	2m	.	.
Potamogeton panormitanus	2a	.	2m	2m	2m	.	.	2m	2m	2m	2m	.	.	.	1	.	1	2m	1	2m	.
Potamogeton berchtoldii	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	.	.	.	.	.	1	.
Potamogeton pectinatus	.	.	.	2a	1	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	1	.	2a	2m	1	.	.	x	.	.	.	1	.	2a	.	.	.	1
Polygonum amphibium f. nat.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Potamogeton natans	3	.	.	.	.	x	2a	x	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nymphaea alba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllum verticillatum	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2a	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche platycarpa	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Callitriche cophocarpa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige																					
Lemna minor	.	2b	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2m	2m	.	1	2m	2a
Spirodela polyrhiza	3	4	.	2m	2a	5	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	2b	.	.	.	.
Lemna gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.
Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Lemna trisulca	.	2a	1	.	.	.	.	3	2a	.	.	.	.	1	2m	2m	1	.	.	2b	2m
Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara globularis	.	.	3	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma gramineum	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	x	.	.	.	.
Sparganium emersum	.	1	.	.	.	.	.	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oenanthe aquatica	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans	r	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	2m	.	.	.	.	.
Leptodictyum riparium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus aduncus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 9: Littorelletea uniflorae

Spalten 1-15: Eleocharitetum acicularis
Spalten 16-24: Basalgesellschaft des Eleocharition, Ausbildung von *Elatine hydropiper*
Spalten 25-31: Basalgesellschaft der Littorelletea, Ausbildung von *Juncus bulbosus* (*: flutende Form)

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Naturraum	G	H	G	G	G	H	G	G	G	G	G	G	H	G	H	G	G	G	G	G	H	H	H	S	G	G	G	G	G	G	G
Ort	Lang horn	Kass tai	Buck en	Holl born	Quel tal	Mön Trit	Heid weg	Hohe lock	Glü sing	Heid weg	Lang horn	Lang horn	Heid tei	Spr hoe	Weh ran	Pap mühl	Mee zen	Heid weg	Pap mühl	Mee zen	Sten Trit	Schr apen	Gäd feld	Kl. Voll	Lang horn	Spr hoe	Hohe Lock	Holl born	Ost holz	Holl born	Quel tal
Aufnahme-Nummer	92	68	98	99	96	115	93	107	104	94	92	92	133	108	132	109	85	93	109	87	113	122	123	22	91	108	107	99	101	99	96
	4	4	3	4	9	7	6	5	2	6	5	6	5	5	1	5	5	1	7	4	2	1	2	4	2	7	4	5	1	8	7
Datum	4.7	20.6	20.7	21.7	18.7	9.8	5.7	28.7	23.7	5.7	4.7	4.7	24.8	28.7	24.8	29.7	21.6	5.7	29.7	21.6	9.8	14.8	18.8	29.8	4.7	28.7	28.7	21.7	22.7	21.7	18.7
	91	92	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
Fläche (m²)	9	9	6	9	8	4	9	9	8	6	9	9	6	4	9	4	9	4	4	9	9	9	9	4	4	9	9	9	8	6	4
Deckung %	95	100	100	100	90	35	50	30	30	25	25	40	20	15	40	100	90	60	65	40	100	35	100	10	80	100	40	55	25	75	100
Artenzahl	14	10	7	4	12	6	6	7	8	6	6	7	6	5	9	7	7	8	7	9	11	7	7	11	5	2	8	10	10	9	8
Wassertiefe (cm)	20	70	50	100	80	20	80	30	80	50	50	40	20	40	50	80	50	70	40	40	70	60	50	60	20	50	70	70	80	60	80
Ch1 Eleocharis acicularis	5	4	4	2b	2b	2b	2b	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VCh2 Elatine hydropiper	2m	.	2a	.	.	.	2b	2a	2m	2a	2a	2a	.	.	.	5	4	4	4	3	2b	2b	2b	2a	3	3*	2b	2b*	2a	2a*	2a*
KCh3 Juncus bulbosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K Sparganium minimum	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige																															
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	2m	.	.	.	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Lemna gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ricciella fluitans agg.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Lemna trisulca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	x	2m	.	.	.	.	2m	.	.
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	2m	.	2m	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Nymphoides peltata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a	1	.
Potamogeton natans	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	x	.	.	.
Polygonum amphibium f.nat.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocharis morsus-ranae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Utricularia vulgaris	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus peltatus	.	.	.	.	2m	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	2a	1	x	2a	1	.	2a	.	2a	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus circinatus	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	3	1	.	.	.	2a	.	2m	.
Callitriche cophocarpa	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
Callitriche platycarpa	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	4	.
Potamogeton alpinus	.	.	.	2b	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	2a	.	.
Potamogeton lucens	.	3	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b
Potamogeton gramineus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.
Potamogeton praelongus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.
Potamogeton panormitanus	.	1	1	.	2m	.	.	2m	.	.	2m	1	.	.	.	2m	.	.	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	2m	.	.
Potamogeton berchtoldii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.
Potamogeton pectinatus	.	r	2m	1	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	x	2m	1	.	.	.	.	.	1	.	.
Potamogeton acutifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a
Elodea canadensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Ceratophyllum demersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton friesii	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton obtusifolius	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	2a	1	1	2a	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Callitriche hermaphroditica	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	2m	.	.	.	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a
Nitella flexilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	2a	.	2b
Chara globularis	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fontinalis antypyretica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
Drepanocladus aduncus	2b	.	2m	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	1	.	.	.	2a	1	.	1	.	.	x	x	.	2a	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	1	1	1
Sparganium emersum	.	1	.	.	1	.	1	.	.	.	1	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alisma gramineum	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2m	.	.	1	1	.	.	1	.	1	1
Alisma plantago-aquatica	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	1	.	2m	2m
Equisetum fluviatile	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1
Eleocharis palustris	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Butomus umbellatus	.	x	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Typha latifolia	x	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phragmites australis	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Typha angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Mentha aquatica agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alopecurus aequalis	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus flammula	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica scutellata	1	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alopecurus geniculatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocotile vulgaris	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa amphibia	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 10: Bidentetea tripartitae

Spalten 1-12: Bidenti-Polygonetum hydropiperis
Spalten 13-24: Alopecuretum aequalis
Spalten 25-26: Basalgesellschaft des Bidention, Ausbildung von *Bidens cernua*

	Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
	Naturraum	G	G	G	G	G	G	S	S	S	H	H	H	G	S	G	G	G	S	H	S	S	H	H	H	H	S
	Ort	Wald hütt	Wald hütt	Pap mühl	Ber sted	Hoh west	Bok holm	Schä fer	Hahn heid	Tim horn	Schr apen	Klet kamp	Knip hage	Lang horn	Heid tei	Quel tal	Pap mühl	Heid weg	Tim horn	Klet kamp	Tim horn	Tim horn	Mön Trit	Mön Trit	Klet kamp	Kü kals	Schä fer
	Aufnahme-Nummer	85	86	109	103	105	88	77	112	135	122	143	32	92	133	96	109	94	138	143	138	135	115	115	143	126	75
		6	7	1	2	1	3	5	1	7	4	4	6	17	2	3	11	3	9	2	8	3	5	9	3	1	4
	Datum	24.7 91	24.7 91	29.7 91	23.7 91	23.7 91	3.7 91	12.9 90	30.7 91	27.8 91	14.8 91	3.9 91	10.8 90	9.7 92	24.8 91	18.7 91	29.7 91	5.7 91	27.8 91	3.9 91	27.8 91	27.8 91	9.8 91	9.8 91	3.9 91	20.8 91	12.9 90
	Fläche (m²)	6	9	9	9	9	4	4	9	9	4	9	8	4	4	9	9	4	9	9	9	4	4	6	9	9	4
	Deckung %	100	95	100	50	10	50	100	50	50	30	90	60	35	20	50	25	60	50	95	100	15	40	50	100	100	70
	Artenzahl	13	21	11	13	11	15	14	17	17	19	29	31	12	12	15	14	20	16	17	12	21	14	13	20	6	11
	Wassertiefe (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	10
Ch1	Polygonum hydropiper	2b	2m	2m	2m	1	1	1	2b	2a	1	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.
	Bidens tripartita	1	1	3	x	.	.	.	.	x	1	1	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	x	r	.	x	.	.
Ch2	Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	1	.	.	2b	2a	2a	2m	2m	2a	2a	1	1	1	1	1	.	.
Ch3	Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	2m	1	1	1	.	.
Ch4	Rumex maritimus	.	.	.	.	.	.	.	.	x	1	1	1	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	.	.
VCh5	Bidens cernua	.	.	.	.	.	.	4	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	3	4
V	Polygonum mite	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K	Rorippa palustris	.	1	2m	2m	2a	2b	.	.	.	2m	2b	2a	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.
	Chenopodium rubrum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum minus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.
	Sonstige																										
	Eleocharis ovata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.
	Riccia cavernosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Physcomitrella patens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Cyperus fuscus	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2a	.	.	.	.	.
	Gnaphalium uliginosum	.	.	.	2m	.	.	.	x	.	1	.	.	1	.	.	2m	1	.	.	1	x	.	.	.	.	.
	Juncus bufonius	1	2m	2m	2m	2m	.	.	2b	.	2b	.	.	.	.	2a	2a	.	2a	.	5	1	.	.	.	.	.
	Stellaria alsine	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	1	.	.	.	.	2m	2b	.	.	.
	Elatine hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Juncus bulbosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus aquat.agg. LF	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	1	2m	.	.	.
	Callitriche platycarpa LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.
	Callitriche palustris LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
	Callitriche pal. agg. LF	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lemna minor	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	2m	2m	.	.	2m
	Lemna gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.
	Ricciella fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.
	Potamogaton natans LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Myriophyllum spicatum LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alisma plantago-aquatica	1	.	.	.	.	x	1	x	.	.	x	r	.	1	1	1	1	.	.	x	2a	x	1	1	.	.
	Oenanthe aquatica LF	2b	1	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	1	1	.	.	.
	Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	2a	r	.	2m	.	.	.	.	1	.	.	.	.
	Myosotis scorpioides	1	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Myos. laxa ssp. caespitosa	.	2m	1	1	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	1	.	.	1	x	.	.	2m	.	.	.	.	.
	Juncus articulatus	.	2m	.	.	.	2m	.	2m	2m	.	x	2m	.	.	2m	2m	1	2m	x	1	1	.	1	.	.	x
	Epilobium tetragonum	2m	2m	.	1	.	1	.	.	x	.	.	.	.	.	1	1	1	x	.	2m	2m	1	.	.	2m	.
	Agrostis stolonifera	.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alopecurus geniculatus	.	2b	1	2b	.	2m	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	1
	Glyceria fluitans	.	.	1	r	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	x	.	.	3	.	2m
	Glyceria declinata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus flammula	1	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus repens	.	1	.	.	.	.	1	.	.	1	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.
	Polygonum persicaria	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2m	.	1	2m	.	2m	x	.	.	.	2a	.
	Polygonum aviculare	.	.	.	x	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.
	Polygonum lapathifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	1	2m	.
	Plantago major	.	1	1	.	1	2a	.	.	.	.	x	1	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.
	Sagina procumbens	.	2b	.	.	x	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Poa annua	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potentilla anserina	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
	Trifolium repens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Chenopodium album	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Bellis perennis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium perviflorum	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	2a	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	x	.	.	.
	Senecio vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Tripleurospermum inodorum	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Urtica dioica juv.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Urtica urens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
	Lolium perenne	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	2b	.	.
	Holcus lanatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.
	Phleum pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Rumex crispus	.	x	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Rumex obtusifolius	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
	Veronica scutellata	.	1	.	x	.	.	.	2m	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.
	Veronica anagalis-aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.
	Veronica catenata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	1	.	.
	Rumex conglomeratus	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Cardamine flexuosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.
	Atriplex hastata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
	Solanum dulcamara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Myosoton aquaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	x	1	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	x	.	.
	Mentha aquatica agg.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	x	.	.	.
	Mentha verticillata	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Galium palustre	.	2m	.	.	.	.	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lysimachia vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lythrum salicaria	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sparganium emersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Nasturtium microphyllum	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Veronica beccabunga	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	3	.	.	.	.	x	.	.
	Cardamine amara	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x
	Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m
	Cardamine pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium montanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	1
	Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	.	x	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium spec. juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	.	.
	Hydrocotile vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lysimachia nummularia	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
	Polygonum amphibium LF	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Scirpus sylvaticus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	x
	Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	2a	.	.	.	x	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	x
	Eleocharis palustris	2m	.	2m	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	.	.	.	.	.	.
	Equisetum palustre	2a	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	x	.	.	x	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
	Carex pseudocyperus	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex gracilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lycopus europaeus	.	x	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
	Phalaris arundinacea	.	.	.	.	1	1	x	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	1	.	.
	Bolboschoenus maritimus	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.
	Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Glyceria maxima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.
	Typha latifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
	Typha angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.
	Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Calliergonella cuspidata	.	2m	.	2a	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
	Drepanocladus aduncus	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Marchantia polymorpha	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.

Tabelle 11: Isoeto-Nanojuncetea bufonii

Spalten 1-4: Eleocharitetum ovatae
Spalten 5-6: Cypero-Limoselletum aquaticae
Spalten 7-9: Stellarietum uliginosi-Isolepidetum setacei
Spalten 10-12: Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea, Ausbildung von *Peplis portula*
Spalten 13-15: Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea, Ausbildung von *Cyperus fuscus*
Spalten 16-23 Basalgesellschaft der Isoeto-Nanojuncetea, Ausbildung von *Gnaphalium uliginosum* und *Juncus bufonius*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Naturraum	S	S	H	S	G	G	H	G	G	H	G	G	S	S	H	S	H	G	G	G	G	G	G
Ort	Hahn heid	Hahn heid	Mön Trit	Tim horn	Lang horn	Wald hütt	Barg feld	Ber sted	Sand weg	Kass tei	Lang horn	Wald hüt	Tim horn	Tim horn	Barg feld	Tim horn	Born brok	Ost holz	Pap mühl	Wald hütt	Wald hüt	Quel tal	Buck en
Aufnahme-Nummer	112	112	115	138	92	79	129	103	110	70	92	85	135	135	128	138	73	101	109	79	89	96	98
	15	17	1	9	20	2	1	1	2	3	18	9	3	7	1	8	3	8	15	4	10	4	1
Datum	2.8	2.8	9.8	27.8	9.7	6.6	22.8	23.7	29.7	28.8	9.7	30.7	27.8	27.8	22.8	27.8	29.8	22.7	29.7	21.7	30.7	18.7	20.7
	92	92	91	91	92	91	91	91	91	91	92	92	91	91	91	91	91	91	91	91	92	91	91
Fläche (m²)	4	4	2	9	4	4	4	9	4	6	4	4	4	9	4	9	4	6	4	4	4	8	9
Deckung %	40	60	40	50	10	15	90	30	10	15	10	30	15	50	8	100	60	60	55	55	60	30	60
Artenzahl	9	10	12	16	11	10	18	11	14	20	11	15	21	17	17	11	15	14	8	11	12	5	13
Wassertiefe (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ch1 Eleocharis ovata	2b	2b	1	x																			
Ch2 Limosella aquatica					2a	1																	
Ch3 Isolepis setacea							2a	2a	2m														
KCh4 Peplis portula										2a	2a	2a											
Kch5 Cyperus fuscus		2a		1									2a	1	1								
KCh6 Gnaphalium uliginosum					2m			1	1	2m	1	x	x	x	1	1	2a	2a	1	x	1	2m	1
Juncus bufonius			r	2a		1		1	2m	2a			1	2b	1	5	4	4	4	4	3	2a	2a
Sonstige																							
Polygonum hydropiper					x		x	x	1	1		2a	x	2a	1	1	1	1			2a		
Ranunculus sceleratus						r							2m		x		1	1		1			
Alopecurus aequalis				2a	1					1	1		1	1		1							
Rumex maritimus				1										x					x				
Bidens tripartita		2a											x	x			x	x			1		
Bidens spec. juv.	1				1	1				x		x											
Polygonum mite																							2a
Rorippa palustris juv.	2m	2m	x		1			x							x		x	x		x	1	1	
Eleocharis acicularis			2a		2m		2a			2m	2m				2a				x				
Elatine hydropiper					2a	2a		2m			2a				2m								2a
Lemna minor	2b	2b		2m											1								
Ricciella fluitans agg. LF																				2m			
Spirodela polyrhiza	2m	2m		1																			
Nymphoides peltata												1											
Polygonum amphibium LF	x																						
Hottonia palustris LF	1																						
Ranunculus circinatus LF			x																				
Ranunculus aquat. agg. LF					x	2a				1	x			x						1			2a
Callitriche cophocarpa LF					2m						1												
Callitriche platycarpa LF												2a											
Callitriche palustris agg.			x										x				1	1		x			2a
Myriophyllum spicatum LF																				r			
Alisma gramineum LF										1													
Alisma plantago-aquatica	1	1	x	1	1						1	2a	2a	x		x	x	x		r	x	1	
Rorippa amphibia									x						x					2a			
Oenanthe aquatica LF	1	1	x		2a	1						1								x			
Myosotis scorpioides									x								r	r				2m	
Myos. laxa ssp. caespitosa				x			x			x			2m	2m			1	1					
Myosotis spec. juv.					x												x						
Juncus articulatus			x	2m			1	2a	1	1			1	2m	1	1	1	1	2m	1		2m	
Stellaria alsine								x	1										r		r		
Epilobium tetragonum				x	1			1	x	x			2m	x	x	2m	1	1	r				
Epilobium parviflorum				1										1									
Epilobium spec. juv.										x			x			x	x		r				
Plantago major									1														1
Plantago maj. ssp. interm.							r					r											
Polygonum persicaria			x	2m			x						x		1	2m						1	2a
Polygonum aviculare								x		r			1										
Polygonum lapathifolium				2a						x													
Polygonum spec. juv.						1					r												
Agrostis stolonifera							3			1							x	x				2a	1
Glyceria fluitans		1			1					r			x							r			
Alopecurus geniculatus							2m																
Juncus effusus																						2m	
Ranunculus repens									1						x							x	x
Sagina procumbens							1					2m									1	1	
Poa annua									1	1													1
Potentilla anserina							2a		1	x			r										
Atriplex hastata													r										
Spergularia rubra																						x	
Bellis perennis							r																
Lolium perenne													x										
Trifolium repens																						1	
Rumex crispus															x								
Rumex obtusifolius																						x	
Rumex conglomeratus							x							r									
Equisetum palustre							1					1	1										
Cardamine pratensis							1																
Cerastium holosteoides							r																
Hydrocotile vulgaris				r																			
Eleocharis palustris		1					2m					1				1			x				
Stellaria graminea															2m								
Galium palustre			r				1																
Veronica anagallis-aquatica				x																			
Veronica beccabunga					x										x								
Lythrum salicaria														1									
Phalaris arundinacea														x		x							
Bolboschoenus maritimus										x			1										
Butomus umbellatus														x									
Phragmites australis			1																				
Typha latifolia						1																	
Glyceria maxima									r														
Leptodictyum riparium							2a	2m													2m		2m
Drepanocladus aduncus																					2m		
Pohlia wahlenbergii																							
Riccia cavernosa					2m						2m	2m											
Physcomitrella patens												2m											
Marchantia polymorpha																		1					
Leptobryum pyriforme																					2m		

Tabelle 16: Agropyro-Rumicion

Spalten 1-7: Ranunculo-repentis - Alopecuretum geniculati
Spalten 8-12: Basalgesellschaft des Agropyro-Rumicion, Ausbildung von *Agrostis stolonifera*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Naturraum	G	H	G	H	H	H	H	S	S	H	H	H
Ort	Wald hütt	Knip hage	Falk burg	Kass tei	Lamm hage	Knip hage	Gds torf	Tinn hors	Barg feld	Kass tei	Rant zau	Rant zau
Aufnahmenummer	85	32	106	69	51	32	31	135	128	66	54	54
	10	10	2	4	5	6	3	5	2	4	3	6
Datum	24.7	30.5	24.7	28.8	17.8	10.8	8.8	27.8	22.8	30.8	19.8	19.8
	91	91	91	90	90	90	90	91	91	90	90	90
Fläche (m²)	8	5	8	9	8	6	6	6	4	6	6	8
Deckung	100	100	70	100	90	100	90	70	90	100	100	100
Artenzahl	9	15	12	14	15	18	16	7	8	13	8	12
Wassertiefe (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ch1 Alopecurus geniculatus	5	4	4	4	4	4	3					
Ranunculus repens		2m	1	1	2a	2m	2a					
VCh2 Agrostis stolonifera			1	2a	2m	2a		5	5	5	5	4
V Juncus articulatus		2m	2m	1	1	2m	2m	1		2m	2m	
Carex hirta		1		1		1	2m			1		1
Potentilla anserina				1		2m						
Molinio-Arrhenatheretea-Arten												
Caltha palustris												1
Scirpus sylvaticus							2a					
Lychnis flos-cuculi		x										
Juncus effusus			x				1					
Myosotis scorpioides	2m	2m		1								
Cardamine pratensis		2m	x	2m	2m	2m				2m	2m	2m
Cerastium holosteoides				2m								
Ranunculus acris					1							
Poa pratensis						2m						
Poa trivialis												2m
Lythrum salicaria							1					
Lysimachia nummularia	2m	2a		2a		2a	2a			2a		
Trifolium repens							x					
Lotus uliginosus						1						
Sonstige												
Sparganium erectum agg.							x			1		
Butomus umbellatus						1						
Eleocharis palustris	2m	1		2m								
Equisetum fluviatile												1
Oenanthe aquatica	x											
Rorippa amphibia								x	1			
Sparganium emersum	1									1		
Glyceria fluitans	1		1	2m				2m		1		
Phalaris arundinacea							1					
Carex rostrata											1	
Carex vesicaria					x	1						
Alisma plantago-aquatica	1		x		x	1		x	r			1
Lycopus europaeus	1											
Mentha aquatica agg.		2a			1		2a			1	1	2b
Lemna minor			2m		2m						2m	
Spirodela polyrhiza					2a		2m					
Polygonum amphibium					1		1				1	
Bidens tripartita					1	x	1					
Polygonum hydropiper	2m											
Ranunculus flammula		2m	1			1	2m					
Ranunculus sceleratus							2m					
Juncus bufonius			2m									
Rumex maritimus					1	x						
Myos. laxa ssp. caespitosa			1		1		2m	2m		x		
Carex nigra		2m									2m	1
Oenanthe fistulosa				2m								
Rumex obtusifolius							x					
Juncus inflexus												1
Stellaria graminea		x				1				1		
Calliergonella cuspidata		2m	2m			2m						2m
Leptodictyum riparium										2a		2m
Brachythecium rutabulum		2m										

Tabelle 12: Phragmition australis Teil 1: Großröhrichte

Spalten 1-16: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von *Phragmites australis*
Spalten 17-21: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von *Typha angustifolia*
Spalten 22-31: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von *Typha latifolia*
Spalten 32-34: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von *Schoenoplectus lacustris*
Spalten 35-37: Schoenoplecto-Phragmitetum australis, Ausbildung von *Schoenoplectus tabernaemontani*
Spalten 38-45: Schoenoplecto-Bolboschoenetum maritimi
Spalten 46-55: Glycerietum maximae
Spalten 56-64: Sparganietum erecti

	Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64
	Naturraum	H	H	N	N	M	M	S	N	G	H	G	G	G	G	H	G	G	G	H	H	H	H	G	H	H	H	S	H	H	H	G	N	N	N	G	G	G	H	H	H	H	H	G	G	S	S	S	S	S	H	H	S	S	H	H	H	H	H	H	G
	Ort	Kass tei	Wahl kamp	GHs torf	Barg hors	Barg hors	Ostw isch	Bok holm	Mön Trit	Lang horn	Kass tei	Heid weg	Lang horn	Hohe lock	Wald Han	Gie kau	Wald hütt	Wald hütt	Vieh tei	Gäs torf	Kass tei	Heik tei	Ostw isch	Sand weg	Lamm haye	Kiet Kamp	Kl. Voll	Schk fer	Lamm haye	Wahl Kamp	Sand weg	Siel bek	Wald hütt	Wahl Kamp	Kiet Kamp	Wald hütt	Lang horn	Kass tei	Bock tei	Kass tei	Born broo	Kass tei	Kass tei	Mehn beid	Tim horn	Wald hütt	Schä fer	Schr span	Barg hors	Kas torf	Boke holm	Mühl Nord	Heil hoop	Rix dorf	Mee zen	Moh weat	Born broo	Born broo	Kass tei	Kl. Voll	Bök berg	Rant zau	Bök berg	Berg feld	Glü sing
	Aufnahme-Nummer	70	50	31	63	63	33	89	115	92	69	93	92	107	100	61	80	80	7	31	66	23	33	110	51	49	21	77	52	50	110	39	78	50	141	79	92	70	48	67	72	70	67	112	135	78	77	122	64	4	90	13	124	117	86	105	74	71	69	21	42	54	119	121	104
	Datum	20.7 92	15.8 90	8.8 90	30.8 90	30.8 90	11.8 90	3.7 91	9.8 91	4.7 91	30.8 90	5.7 91	4.7 91	28.7 91	21.7 91	24.8 90	4.7 92	4.7 92	18.6 90	8.8 90	29.8 90	30.8 91	11.8 90	29.7 90	17.8 90	15.8 90	30.7 90	12.9 90	17.8 90	15.8 90	29.7 91	12.8 90	4.7 92	15.8 90	3.9 91	10 21 14 4.7 9.7 20.7 92 92 92	1 9 2 15.8 29.8 3.9 90 90 90	2 4 2 30.6 29.8 30.7 90 90 91	4 2 4 27.6 4.7 91 92	1 2 1 12.9 33.6 90 91	4 1 1 30.8 17.6 90 90	1 1 1 3.7 16.7 91 90	1 1 1 20.8 12.8 91 91	1 1 1 21.6 24.7 91 91	7 3.9 13.8 90 90	2 4 1 3.9 30.8 90 90	4 1 2 3.9 30.7 90 90	1 2 3 27.6 19.8 90 90	4.7 14.8 14.8 91 91	2 1 2 23.7 91
	Fläche (m²)	16	9	9	8	9	9	9	9	16	9	9	8	9	8	9	9	9	9	8	9	9	9	9	9	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	12	9	8	6	6	6	5	8	9	9	12	8	12	8	12	12	12	12	12	9	9	9	8	9	9	6	5	8
	Deckung %	80	90	50	40	60	50	40	60	80	70	40	30	70	80	100	50	50	50	10	10	60	40	50	35	100	90	50	100	60	20	15	40	20	40	50	50	60	20	30	100	70	60	25	25	60	90	100	80	90	80	100	70	70	60	90	100	70	100	40	35	100	50	30
	Artenzahl	6	9	9	6	22	6	10	13	7	15	8	12	16	19	8	1	7	12	4	7	1	7	12	8	9	10	14	13	10	7	6	9	9	1	6	7	1	4	11	10	15	16	8	11	1	8	9	11	15	11	10	10	4	9	10	12	12	13	9	4	8	9	11	8
	Wassertiefe (cm)	10	5	5	15	10	~	15	-	30	20	30	20	10	-	-	40	50	25	10	25	70	15	5	30	20	25	40	20	10	10	30	70	20	60	30	50	40	30	10	25	-	-	70	10	20	10	-	-	10	-	20	20	10	-	10	-	30	5	10	50	30	20	20	30	40
Ch1	Phragmites australis	4	3	3	2b	2b	2b	2b	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Typha angustifolia	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	3	2b	2a	2a	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Typha latifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	2b	2b	2b	2b	2b	2b	3a	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Schoenoplectus lacustris	.	.	x	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	5	2b	3	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Schoenoplectus tabernaem.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	4	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch2	Bolboschoenus maritimus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	2b	2b	2b	2b	2b	2a	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch3	Glyceria maxima	.	.	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	5	4	4	4	4	4	4	3	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch4	Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
V	Rorippa amphibia	1	1	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	4	4	3	3	2b	2b	2b	2a
	Oenanthe aquatica	.	.	.	.	x	.	.	.	.	x	.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2a	.	x	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
	Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	x	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex pseudocyperus	.	x	.	.	x	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Equisetum fluviatile	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	x	1	1	2m	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sparganium emersum	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sagittaria sagittifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alisma gramineum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Phragmitetea-Arten																																																																										
	Carex acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex elata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex gracilis	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex paniculata	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Galium palustre ssp. elong.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Peucedanum palustre	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Scutellaria galericulata	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Calamagrostis canescens	.	.	.	.	2a	2a	1	.	.	1	.	2a	3	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Phalaris arundinacea	.	.	.	2a	2a	1	.	.	.	1	.	.	.	2a	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	2m	.	.	.	.	.	.	1	1	2m	2m	.	.	1	1	2m	2a	.	1	.	.	x	.	.
	Berula erecta	.	.	x	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Veronica beccabunga	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
	Nasturtium microphyllum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Glyceria plicata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium parviflorum	.	.	1	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Mentha aquatica agg.	2a	2a	2a	2a	2a	.	.	.	1	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lycopus europaeus	1	.	1	.	1	.	2a	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	1	.	.	1	1	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	x	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Rumex hydrolapathum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sium latifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Iris pseudacorus	.	.	.	.	.	x	.	.	.	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sonstige																																																																								
	Lemna minor	.	2m	.	.	2a	.	.	.	3	2m	2a	2a	.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	.	2m	3	2m	2b	2a	2b	.	2m	.	2m	.	.	2m	.	.	2m	4	2m	2m	1	1	.	2m	.	2m	.	2m	2a	.	2m	.	.	2a	2a	2m	2m	.	2m	2m	2a	.
	Lemna trisulca	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	3	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
	Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
	Riccia fluitans agg.	.	.	.	.	.	.	3	2a	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	4	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ricciocarpus natans	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton natans	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum amphibium	.	.	x	x	.	.	r	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ceratophyllum demersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.
	Ceratophyllum submersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	3a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton panormitanus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potamogeton pectinatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
	Callitriche palustris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus circinatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Chara globularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Elatine hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eleocharis acicularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Veronica scutellata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	1
	Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Bidens cernua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Juncus bufonius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus flammula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ranunculus aquat. agg. LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
																																								2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Potentilla palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Oryopteris carthusiana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Viola palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex rostrata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Betula pubescens juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Solanum dulcamara	1	.	.	1	1	.	.	.	1	x	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Salix x multinervis juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Valeriana procurrens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Scirpus sylvaticus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Angelica sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Cirsium palustre	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Cirsium oleraceum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium hirsutum	.	.	2a	1	2a	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Juncus effusus	.	.	.	.	.	x	2a	.	.	.	.	.	1	2b	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Epilobium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lysimachia vulgaris	.	.	.	1	.	.	.	1	x	.	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lythrus salicaria	.	.	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Galium palustre agg. pal.	1	.	2m	2m	.	2m	2m	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 13: Phragmition australis Teil 2: Kleinröhrichte Basalgesellschaft der Phragmitetea

Spalten 1-11: Sagittario-Sparganietum emersi
Spalten 12-22: Oenantho-Rorippetum amphibiae
Spalten 23-26: Acoretum calami
Spalten 27-32: Butometum umbellati
Spalten 33-40: *Alisma gramineum*-Gesellschaft
Spalten 41-43: Basalgesellschaft der Phragmitetea, Ausbildung von *Equisetum fluviatile*
Spalten 44-48: Basalgesellschaft der Phragmitetea, Ausbildung von *Eleocharis palustris*
Spalten 49-50: Basalgesellschaft der Phragmitetea, Ausbildung von *Iris pseudacorus*
Spalten 51-57: *Carex rostrata*-Bestände

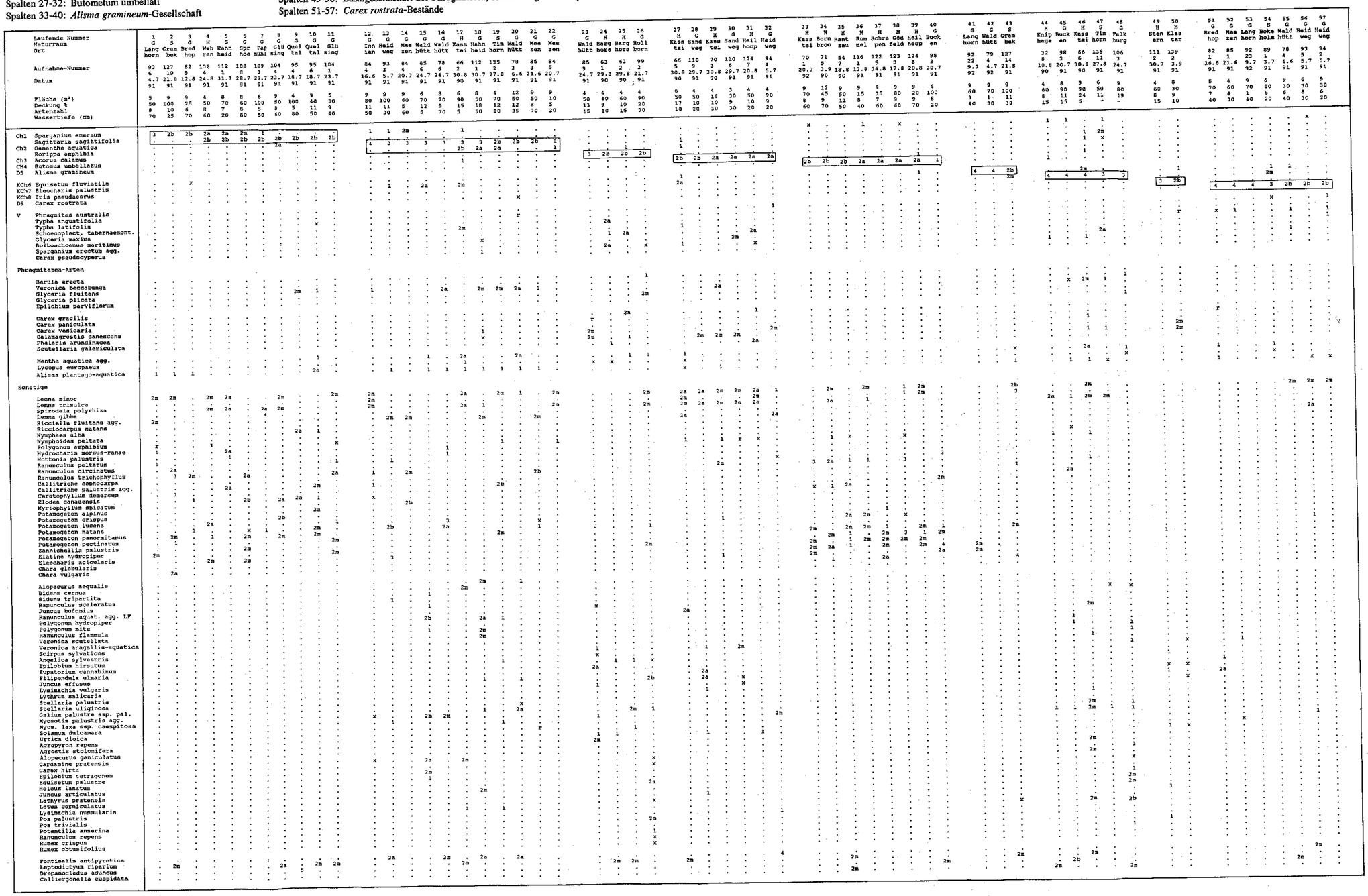


Tabelle 14: Magnocaricion elatae

Spalten 1-16: Caricetum acutiformis (*: Hybridformen von *Carex acutiformis*)
Spalten 17-19: Caricetum ripariae
Spalten 20-32: Caricetum gracilis
Spalten 33-39: Caricetum vesicariae
Spalten 40-54: Caricetum paniculatae
Spalten 55-65: Caricetum elatae
Spalten 66-71: *Phalaris arundinacea*-Gesellschaft
Spalten 72-77: *Calamagrostis canescens*-Gesellschaft

| | Laufende Nummer | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 | 33 | 34 | 35 | 36 | 37 | 38 | 39 | 40 | 41 | 42 | 43 | 44 | 45 | 46 | 47 | 48 | 49 | 50 | 51 | 52 | 53 | 54 | 55 | 56 | 57 | 58 | 59 | 60 | 61 | 62 | 63 | 64 | 65 | 66 | 67 | 68 | 69 | 70 | 71 | 72 | 73 | 74 | 75 | 76 | 77 |
|---|---|---

Tabelle 15: Sparganio-Glycerion

Spalten 1-5: Glycerietum fluitantis
Spalten 6-7: Glycerietum plicatae
Spalten 8-10: Nasturtietum microphylli
Spalten 11-12: Basalgesellschaft des Sparganio-Glycerion, Ausbildung von *Veronica beccabunga*
Spalten 13-16: Basalgesellschaft des Sparganio-Glycerion, Ausbildung von *Berula erecta*

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Naturraum	G	G	G	G	H	H	H	H	G	H	H	H	S	G	H	G
Ort	Pap mühl	Wald hütt	Wald hütt	Box berg	Kük als	Heik tei	Gös torf	Heik tei	Ost holz	Kass tei	Klet kamp	Kas tei	Schä fer	Ost holz	Bau dorf	Sand weg
Aufnahme-Nummer	109	78	78	97	125	23	31	23	101	69	143	69	77	101	53	110
Datum	4	4	3	2	4	4	1	3	5	4	1	1	3	4	4	5
	29.7	24.7	6.6	20.7	20.8	31.7	8.8	31.7	22.7	29.8	3.9	10.8	12.9	22.7	17.8	29.7
	91	91	91	91	91	90	90	90	91	90	91	90	90	91	90	91
Fläche (m²)	9	9	16	9	9	6	6	4	4	4	9	4	9	4	6	6
Deckung %	100	100	70	100	55	100	90	100	100	70	90	90	60	80	90	95
Artenzahl	8	6	7	9	7	9	15	14	10	12	11	10	10	12	14	9
Wassertiefe (cm)	80	70	40	70	70	5	-	10	5	10	-	15	20	5	5	10
Ch1 Glyceria fluitans	5	4	3	3	3	.	2m	.	x	2m	.	x	.	.	.	.
Ch2 Glyceria plicata	.	.	.	.	.	5	4	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Ch3 Nasturtium microphyllum	.	.	.	.	.	1	1	5	5	4	.	.	.	.	.	.
VCh4 Veronica beccabunga	.	.	.	.	.	2a	2a	.	2a	1	4	5	.	.	.	.
VCh5 Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	4	4	4
V Epilobium parviflorum	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	1
Phragmitetea-Arten																
Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	r	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium emersum	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagittaria sagittifolia	1	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.
Oenantha aquatica	1	1	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	x	.	.	1	.	1	x	.	x	x
Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1
Butomus umbellatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Carex pseudocyperus	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	r	x	.	.	2a
Alisma plantago-aquatica	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	.	.
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus	.	.	.	.	.	.	1	x	.	1	.	.	x	.	x	.
Mentha aquatica agg.	.	.	2m	.	.	1	1	1	.	1	.	.	1	1	1	2a
Sonstige																
Lemna minor	.	.	1	2m	2m	.	.	2m	2m	2m	.	2m	2a	2m	2m	.
Lemna trisulca	.	.	.	2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lemna gibba	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Spirodela polyrhiza	2m	.	.	2a	.	.	.	2m	.	2a	.	.	2a	2m	2a	.
Polygonum amphibium	.	.	.	.	.	.	x	1	.	.	.	x	.	.	.	.
Potamogeton natans	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myriophyllum spicatum	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potamogeton berchtoldii	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica	.	2b	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara globularis	.	2m	.	.	.	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	.
Callitriche pal. agg. LF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	.	.	.	2a	.	2m	1	.	.	.	.	2m	2a	.
Alopecurus geniculatus	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
Scirpus sylvaticus	.	.	.	.	.	.	2a	x	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	x	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Galium palustre	.	.	1	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis palustris agg.	.	2m	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	.	x	.	2m	1	2m	.	.	.	2a	2m	.
Myos. laxa ssp. caespitosa	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Epilobium tetragonum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	x	.
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	x	1	.	1	1	1	1	2m	2m
Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Polygonum lapathifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.
Alopecurus aequalis	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	x	.	2m	1	.
Ranunculus flammula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	1	.	.	.	.
Oenanthe fistulosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.
Veronica catenata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Myosoton aquaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.
Rumex maritimus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Cardamine hirsuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Hydrocotile vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Triglochin palustra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	2m	.
Carex rostrata	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabelle 17: Calthion palustris

Spalten 1-3: Caricetum distichae
Spalten 4-6: Scirpetum sylvatici
Spalten 7-10: *Scirpus sylvaticus*-Gesellschaft
Spalten 11-14: Angelico-Cirsietum oleracei
Spalten 15-17: *Juncus effusus*-Gesellschaft

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Naturraum	H	H	H	H	H	H	H	G	G	G	H	H	H	H	G	G	G
Ort	Born broo	Neuf rixd	Lamm haga	Ost wisch	Kük ala	Ei der	Klet kamp	Inn ien	Gld sing	Bred hop	Siel bak	Ost wisch	Rum mel	Neuf Rixd	Sand weg	Box berg	Falk burg
Aufnahmenummer	71	56	53	33	126	15	144	83	104	82	39	33	116	117	110	97	106
Datum	4	1	2	2	2	2	3	4	3	4	3	5	2	1	9	1	1
	3.9	10.8	17.8	11.8	20.8	22.7	3.9	16.6	23.7	16.6	12.8	11.8	13.8	17.8	29.7	20.7	24.7
	90	90	90	90	91	90	91	91	91	91	90	90	91	91	91	91	91
Fläche (m²)	6	8	8	12	6	12	5	5	5	12	9	12	12	12	4	5	4
Deckung	100	100	100	100	80	100	100	100	100	60	100	100	100	100	85	100	100
Artenzahl	9	14	17	14	10	18	7	11	7	12	14	15	14	15	9	16	9
Wassertiefe (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ch1 Carex disticha	4	4	4	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ch2 Scirpus sylvaticus	.	.	2a	4	4	3	5	4	4	3	.	.	.	.	1	2a	1
CH3 Cirsium oleraceum	.	.	.	2a	2	2a	.	.	.	.	4	5	3	3	.	.	.
D4 Juncus effusus	.	1	1	.	2a	x	r	2a	.	2a	x	.	.	.	4	4	4
V Caltha palustris	.	.	x	2a	.	.	.	.	.	.	.	1	x	.	.	.	.
Lychnis flos-cuculi	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis scorpioides	2a	1	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Molinio-Arrhenatheretea-Arten															.	.	.
Filipendula ulmaria	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	2a	2a	.	.	2a	.	.
Epilobium hirsutus	.	.	.	x	1	.	1	.	.	.	1	.	x	1	.	.	.
Lythrum salicaria	.	2a	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	1	2m	2m	1	.	.
Stachys palustris	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	1	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1
Carex hirta	1	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla anserina	1	2a	2m	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	2a	2a	.	1	.
Cirsium palustre	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	.	.	2b	2a	2a	.	.	.
Angelica sylvestris	.	.	.	.	1	2a	.	.	.	.	.	2a	2a	.	.	1	.
Lysimachia vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium holosteoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus acris	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.
Poa trivialis	.	2m	.	.	.	.	1	2a	.	.	.	2a	.	.	1	2a	2m
Lysimachia nummularia	.	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.
Holcus lanatus	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	2m	.	2m	1	.	.
Epilobium palustre	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.
Geum rivale	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige																	
Phragmites australis	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria maxima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
Sparganium erectum agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Phalaris arundinacea	2a	1	.	2m	2a	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	2a	.	.
Calamagrostis canescens	.	.	.	.	2m	2b	.	.	2m	2b	2a	2b	2a	.	.	2m	.
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex gracilis	.	.	.	2a	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex paniculata	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.
Carex pseudocyperus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.
Carex vesicaria	.	.	1	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	x
Scutellaria galericulata	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1
Lycopus europaeus	1	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a
Mentha aquatica agg.	.	2a	1	.	.	1	.	.	.	.	x	.	2a	2a	.	1	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.
Polygonum amphibium	1	1	.	1	x	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex nigra	.	.	2m	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Equisetum palustre	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Urtica dioica	.	.	.	2a	.	2a	.	1	.	2a	2a	2a	2a	2b	1	1	1
Agropyron repens	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.
Anthriscus sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Dactylis glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.
Galeopsis bifida	.	.	.	.	.	x	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium aparine	.	.	.	.	.	1	.	2m	.	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.
Glechoma hederacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m
Rumex conglomeratus	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leptodictyum riparium	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	.	.	2m	.	.	2m	.	.	2a	2a	.	.	.	.	.	2m	.
Brachythecium rutabulum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.
Eurhynchium praelongum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Addenda:

GRIME, J.P.; HODGSON, J.G. & R. HUNT (1988): Comparative Plant Ecology - A functional approach to common British species. 1-742. London.

MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

11, 1963 SCHREITLING, K.-Th., Im Spülsaum der nordwestdeutschen Flachküste, 105 S., DM 6,00

24, 1974 CLAUSEN, W., Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stockausschlagwälder, 125 S., DM 8.20

25, 1975 USINGER, H., Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazialvorkommen in Schleswig-Holstein, 183 S., DM 16,80

26, 1976 MÖLLER, H., Soziologisch-ökologische Untersuchungen der Sandküstenvegetation an der schleswig-holsteinischen Ostsee, 166 S., DM 25,30

27, 1976 KLINGER, P.-U., Bearbeitung der mitteleuropäischen Sphagna cuspidata..., 59 S., DM 4,50

28a 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter, 47 S., DM 4,00

28b 1977 SCHREITLING, K.-Th. Wir bestimmen Bäume im Sommer, 28 S., DM 2,40

29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische Rubus-Flora für Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80

31, 1981 RAABE, E.W., Über die Vegetation des Vorlandes an der östlichen Nordseeküste, 124 S. und farbige Vegetationskarte, DM 20,80

32, 1982 RAABE, E.W., C. BROCKMANN u. K. DIERSSEN, Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00

33, 1984 Zur Flora und Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Gebiete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00

34, 1984 HÄRDTLE, W., Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste, 142 S., DM 10,30.

35, 1985 GULSKI, M., Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg), 109 S., DM 10,80.

36, 1986 JANSEN, W., Flora des Kreises Steinburg, 403 S., DM 34,00

37, 1987 ALTROCK, M., Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.

39, 1988 MIERWALD, U., Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein, 286 S., DM 30,00.

43, 1992 LÜTT, S., Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. 272 S., DM 20,00

44, 1992 TWENHÖVEN, F. L., Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. 172 S., DM 20,00

Die Preise gelten für Mitglieder der AG Geobotanik, für Studierende und für den Buchhandel. Sie entsprechen den reinen Herstellungskosten.

Anschrift der Arbeitsgemeinschaft:

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
Neue Universität, Biologiezentrum N 41a, D-24098 Kiel.