

1 Anlass und Aufgabenstellung

Bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird auf die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes abgestellt. Die niedersächsischen Marschgewässer sind vorläufig überwiegend als erheblich veränderte bzw. künstliche Wasserkörper ausgewiesen worden. Bewirtschaftungsziel gemäß WRRL ist daher im Regelfall das „gute ökologische Potenzial“ der Gewässer. Aussagefähige, den Anforderungen der WRRL entsprechende Bewertungsverfahren für die Marschgewässer liegen jedoch bislang nicht vor.

Das vom Bayer. LA f. Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit der LAWA entwickelte Phyllib-Verfahren zur Bestandserfassung und Bewertung von Fließgewässern anhand der Makrophytenvegetation ist für die Bearbeitung der Marschengewässer weitgehend ungeeignet, da diese eine spezifische Methodik verlangt. Auf Grund der hydro-morphologischen und chemisch-physikalischen Besonderheiten der Marschgewässer ist eine besondere Vorgehensweise bei der Bearbeitung im Rahmen der WRRL notwendig.

Die Makrophyten sind eine wesentliche Qualitätskomponente der Gewässer. Es ist zunächst ein Verfahren zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer, entsprechend den Anforderungen der WRRL, zu entwickeln. Hierzu sind sowohl vorhandene Daten auszuwerten, als auch Informationen zum aktuellen Zustand der Makrophytenvegetation zu erheben.

2 Ablauf der Arbeiten

Aufgrund der fortgeschrittenen Jahreszeit wurde umgehend nach Auftragserteilung im Sommer 2005 mit den Geländearbeiten (Arbeitsschritte 6 und 9) begonnen. Hierzu wurden die vom Auftraggeber vorgegebenen Prioritäten berücksichtigt (Abbildung 1).

Mit dem für die fachliche Betreuung zuständigen NLWKN Brake wurde in zwei Gesprächsterminen die nähere Vorgehensweise abgestimmt. Die Auswahl der Untersuchungsstrecken wurde gemeinsam mit dem Auftraggeber und dem NLWKN Brake vorgenommen. Eine weitergehende Datenrecherche vor Beginn der Geländearbeiten war aus Zeitgründen nicht möglich. Neben der o.a. Abstimmung wurden die Kenntnisse aus eigenen Daten zur Auswahl der Untersuchungsstrecken herangezogen.

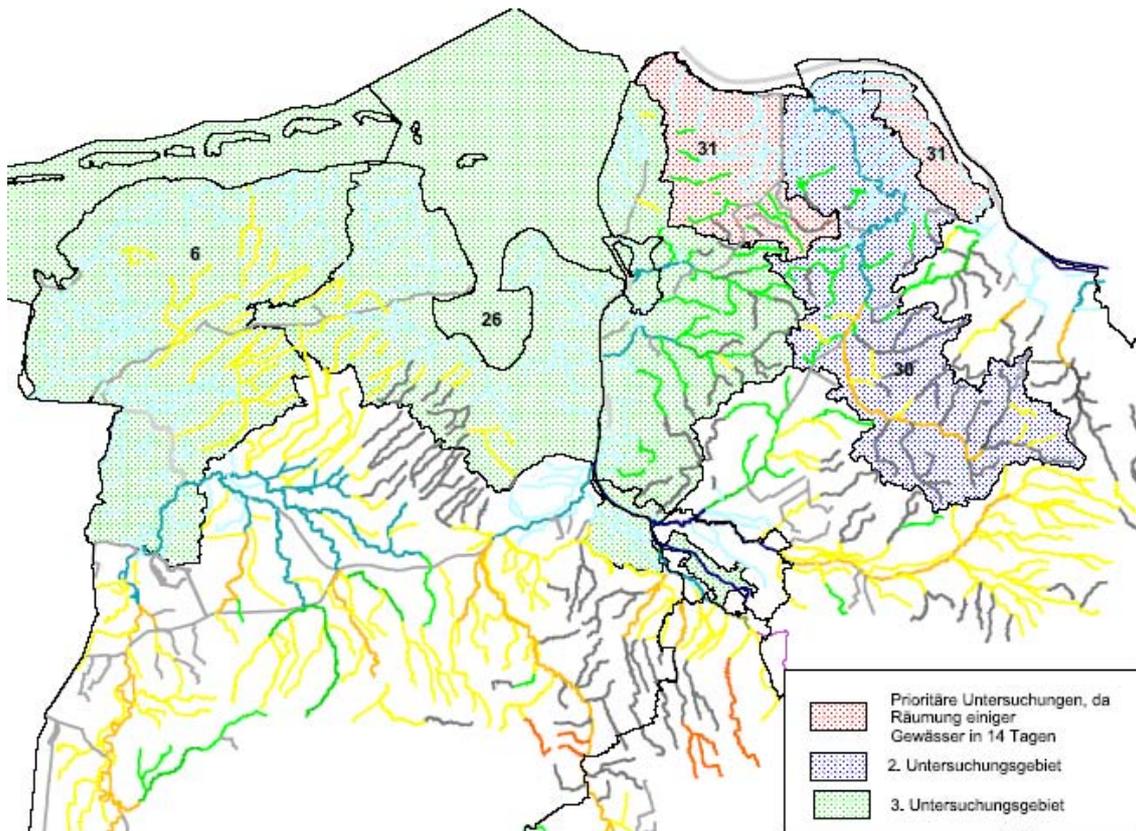


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet und -prioritäten

Die Durchführung der Untersuchungen verlief ohne Probleme. Mit einer Ausnahme (Oxstedter Bach) waren die Gewässer zum Untersuchungszeitpunkt noch nicht unterhalten worden. Es steht nunmehr ein aktueller Datensatz von 190 Untersuchungsstrecken (einschließlich 30 aus Modellgewässern) aus 48 Gewässersystemen zur Verfügung (Abbildung 2, genaue Bezeichnungen siehe Abbildung 69 im Anhang).

Die in den Geländebögen niedergelegten Daten wurden in eine Datenbank eingegeben, mittels der alle Auswertungen vorgenommen werden können. Hieraus wurden die Dateien für die GIS-Bearbeitung gewonnen. In die Datenbank wurden zudem ältere Angaben sowie Strukturdaten aufgenommen.

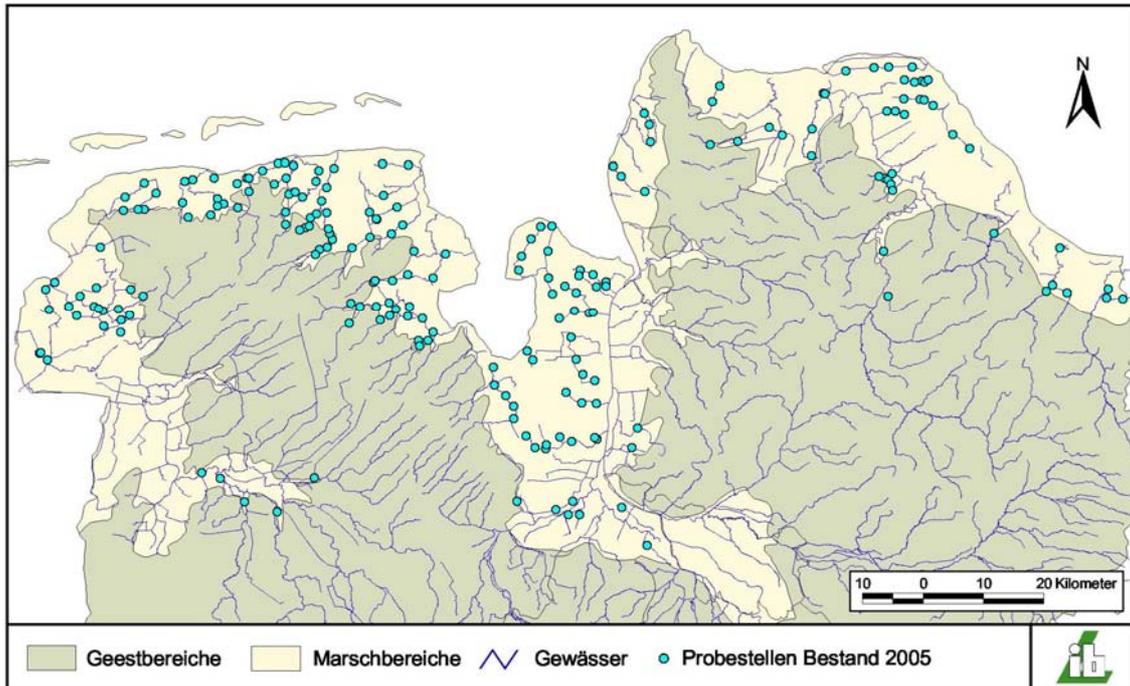


Abbildung 2: Untersuchte Probestellen 2005 (inkl. Modelstrecken)

Die Recherche zu den historischen Daten wurde im Herbst 2005 begonnen und im Mai 2006 abgeschlossen. Sie erwies sich als sehr aufwendig, teilweise konnten Daten nur vor Ort eingesehen werden oder die Unterlagen waren zur Sichtung abzuholen. Die Ergebnisse lagen deutlich unter den Erwartungen und lassen den sehr hohen Arbeitsaufwand nicht erkennen.

Eine erste Diskussion der Ergebnisse erfolgte am 16.11.2005 im NLWKN Brake, eine Vorstellung der Zwischenergebnisse am 5.12.2005 in Bederkesa. Weitere Gespräche mit dem NLWKN Brake, NLWKN Aurich und dem Landkreis Stade erfolgten am 24.04.2006 und am 15.5.2006 in Brake; ein Treffen des Fachgremiums der ARGE WRRL (NLWKN Stade, NLWKN Aurich, NLWKN Brake, Landkreis Stade, IBL UmweltPLANUNG, BioConsult, Planula, BWS GmbH) erfolgte am 21.3.2006 in Gnarrenburg. Eine intensive projektbegleitende Abstimmung erfolgte zudem zwischen der Bearbeitern der einzelnen Fachkapitel. Die Vorstellung der Ergebnisse fand am 7.6.2006 in Bederkesa statt, die auf den dort geführten Diskussionen basierenden Änderungen sind eingearbeitet und wurden am 18.09.2006 in einer abschließenden Besprechung in Stade vorgestellt und besprochen.

3 Früherer Zustand der Makrophytenflora

3.1 Ausgangsvoraussetzungen

Die Rekonstruktion der Makrophytenflora und –vegetation stößt bei Marschgewässern auf besondere Schwierigkeiten. Zwei Hauptgründe mögen dafür entscheidend sein:

- (1) Defizite in der Makrophytenforschung
- (2) Naturräumliche Besonderheiten

Zu (1)

Die ökologische Forschung hat sich allgemein mit Makrophyten lange schwer getan (Gessner 1955). Golterman et al. (1988) heben hervor, dass Untersuchungen von Makrophyten durch die banale Tatsache erschwert werden, dass die Pflanzen im Wasser leben – für trübe Marschgräben sind diese Schwierigkeiten verstärkt gegeben. Auch hat die floristische und vegetationskundliche Bearbeitung der Makrophyten viel später als die anderer Lebensräume begonnen; ebenso verzögert setzte die Entwicklung adäquater Methoden ein. Dies bezieht sich nicht nur auf den Untersuchungsaufwand und die damit verbundenen Unbequemlichkeiten, sondern auch auf die Problematik der unkritischen Übertragung von Konzepten und Methoden aus terrestrischen Bereichen (Wiegleb & Herr 1984b).

Die Rekonstruktion der früheren Gewässervegetation ist sehr schwierig, auch wenn paläobotanische Arbeiten (z.B. Behre 1979, Körber-Krohne 1967) wichtige Hinweise liefern können. Bei Darstellungen der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (HpnV oder PNV) werden Gewässer meistens nicht berücksichtigt, sondern einschließlich ihrer Aue den Auen- und Niedlungswäldern (z.B. Burrichter 1973) oder einem einheitlichen Typ wie „Größere Oberflächengewässer mit Wasserpflanzen- und Röhrichtgesellschaften“ (Kaiser & Zacharias 2003 für Niedersachsen) zugeordnet.

Die ältesten verwertbaren schriftlichen Quellen sind vor allem Lokal- und Regionalfloren, die in sehr unterschiedlichem Maße Angaben zu einzelnen Arten enthalten. In der Regel sind die Verbreitungsangaben allgemein gehalten und nähere Fundortangaben nur anekdotisch vorhanden bzw. oft auf Besonderheiten beschränkt. In Niedersachsen wurden die ersten systematischen vegetationskundlichen Untersuchungen der Fließ- und Stillgewässer von Alpers (1946, s. Herr et al. 1989a) und Weber-Oldecop (1969) begonnen, die jedoch die Marschgebiete nicht bearbeiteten. Alpers bearbeitete jedoch ausführlich Niederungsgebiete der Geest insbesondere in der Dümmer-Niederung. Eine erste flächendeckende Inventarisierung der Fließgewässervegetation erfolgte in Niedersachsen und Schleswig-Holstein in den 1980er Jahren (Wiegleb & Herr 1982, Wiegleb et al. 1984, Herr 1984, Herr et al. 1989).

Zu (2)

Ein weiterer Grund liegt in der besonderen naturräumlichen Situation. Im von Tide- und Sturmfluten beeinflussten Marschgebiet der Küste gab es vor dem Bau durchgehender Deichlinien eine abgestufte natürliche Vegetationszonierung, für die Salzgehalte, Überflutungsdauer und –häufigkeit sowie Grundwasserstände entscheidende Parameter waren (Behre 1979). Dabei haben Veränderungen der Küstenlinien und Marschgewässer auch in historischer Zeit Auswirkungen auf die Makrophyten gehabt. Der Beginn der Bewirtschaftung der Marschgewässer ist nicht näher bekannt, jedoch liegen für einige Regionen Grabungsfunde von Sielen und weiteren Entwässerungsbauwerken aus der Römerzeit vor. Die Vermutung liegt nahe, dass schon damals auch die Makrophytenvegetation Gegenstand der Bewirtschaftung war.

Mit dem im 11. Jahrhundert einsetzenden Deichbau wurde die bis heute entscheidende anthropogene Struktur an der Küste eingeführt, die zu einer zunehmend scharfen Trennung von Binnen- und Außenland führte. Die Entwässerung über Siele hatte zur Folge, dass es in Abhängigkeit vom Oberwasser einerseits zu regelmäßigen Wasserstandsschwankungen auf der Binnenseite kam, andererseits der Zutritt von salzigem Meereswasser unterbunden wurde. Die Bedeichung war lange Zeit unzureichend, Sturmfluten führten immer wieder zu Meereseinbrüchen unterschiedlicher Größenordnung. Große Sturmfluten brachten teilweise große neue Naturlandschaften wie die Harlebucht, Leybucht oder das Schwarze Brack hervor, deren mühsame Kultivierung wiederum Jahrhunderte erforderte.

Die Geschichte des Deichbaus ist unterdessen gut bekannt und vielfach auch durch schriftliche Zeugnisse belegt. Dies gilt auch für das Wassermanagement durch die Herstellung und Unterhaltung von Entwässerungseinrichtungen. Für beides gilt, dass sie für den Menschen von existentieller Bedeutung waren und es heute mehr denn je sind. Große Bereiche der Marschen verfügen heute über keine natürliche Vorflut mehr und sind von den anthropogen geregelten Wasserständen geprägt.

3.2 Prähistorische Daten aus paläobotanischen Arbeiten

Von Behre (1979) liegen Ergebnisse aus dem Gebiet der unteren Ems vor (Siedlungsperiode 700 – 300 v. Chr., Boomberg/Hatzum und Oldendorp sowie Siedlungsperiode 100 v. Chr. – 300 n. Chr., Jengumkloster und Bentumersiel). Arten aus den Röhrichten wurden aufgrund der umfangreichen Nutzung durch den Menschen vielfach nachgewiesen. Eine hohe Frequenz in den Proben aus den Siedlungen hatten die Arten der Schilfröhrichte, da diese vielfältig genutzt wurden. Pflanzengesellschaften der brackischen Übergangsformen haben in sehr vielen Abstufungen einen breiten Raum eingenommen. Reste finden sich heute nur noch in den Röhrichten größerer (tideoffener) Flüsse. Sowohl die untere Ems als auch die übrigen Marschengebieten der Flüsse wurden von Auwäldern mit hohen Anteilen von Erle und Weide begleitet. Es ist davon auszugehen, dass dies auch für kleinere Gewässer galt und damit viele Marschgewässer der Beschattung ausgesetzt waren.

Weitere paläobotanische Daten zur Makrophytenflora sind der Ausgrabung der Feddersen Wierde zu entnehmen (Körper-Grohne 1967). Hierbei handelt es sich um eine große prähistorische Dorfwurt im Landkreis Cuxhaven in der Wurster Marsch. Auch wenn die festgestellten Arten keine sichere Rekonstruktion der Makrophytenvegetation der prähistorischen Marschgewässer erlauben, geben sie einen Einblick in das Artenspektrum. Folgende Hydrophyten sind verzeichnet: Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), Glänzendes Laichkraut (*Potamogeton lucens*), Kamm-Laichkraut (*P. cf. Pectinatus*), Zwerg-Laichkraut (*P. pusillus*), Strand-Salbe (*Ruppia maritima*), Teichfaden (*Zannichellia palustris*). Die festgestellten Helophyten umfassen die auch heute noch an Marschgewässern häufigen Arten wie Schilfrohr (*Phragmites communis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Meer-Simse (*Scirpus maritimus*) und Flatterbinse (*Juncus effusus*). Anhand der Diatomeenflora schließt Körper-Grohne (1967), dass die Gräben in der Umgebung der Grabungsstelle kein reines Süßwasser oder

mesohalines Brackwasser führten; sondern wahrscheinlich nur selten einem Salzwasserzufluss ausgesetzt waren.

Die beschriebenen Verhältnisse können als weitgehend natürlich angesehen werden. Aufgrund der Methodik (Die Daten stammen aus einem prähistorischen Siedlungsbereich) ist davon auszugehen, dass die genannten Arten nur einen Ausschnitt aus dem damals gegebenen natürlichen Spektrum darstellen.

3.3 Historische Daten aus Kartierungen und Floren

Die Recherche ergab, dass entgegen ursprünglichen Annahmen zuverlässig dokumentierte Daten zum früheren Gewässerzustand der Marschengewässer nur in geringem Umfang vorliegen. Die verfügbaren Daten lassen sich in folgende Gruppen einteilen:

- Vegetationsaufnahmen (Herr et al. 1989b, Fließgewässer Niedersachsen; Regioplan 1991 aus dem Bereich der Sielacht Esens, Kuhbier 2006)
- Gewässerkartierungen mit einzelnen Gewässerabschnitten zugeordneten Artenlisten (Geldmacher, Haase & Söhle, G. 1990, Landkreis Cuxhaven, Kuhbier 2006)
- Floren mit regionaler Abgrenzung mit einzelnen Standortangaben (Alpers 1875a, Flora Landdrostei Stade; Alpers 1875b, Flora der Herzogthümer Bremen und Verden; Alpers 1886, Flora Regierungsbezirk Stade; Buchenau 1927, Flora von Bremen und Oldenburg; Dieken 1970, Flora Ostfrieslands; Feder & Schäfer 2003, Flora Wittmund; Focke 1886, Flora von Bremen; Müller 1886, Flora Oldenburg; Wessel 1858, Flora Ostfriesland)
- Verbreitungskarten (Garve 1994)
- Sonstige Arbeiten (Wagner 1999, Auswertung historischer Fundortskarten)
- Gewässerkartierungen ohne Aussagen auf Artniveau (Strutz 1997 aus dem Bereich der Ammerländer Wasseracht)
- Sonstige Daten aus anderen Gebieten (z.B. Schleswig-Holstein, Dänemark).

Die obige Auflistung stellt zugleich eine Wichtung der Verwendbarkeit der Daten dar. Als Problem erwies sich, dass diverse Aussagen zu Marschgewässern vorliegen, die keine klare Zuordnung zu bestimmten Gewässern oder Gewässertypen erlauben. Die Aufnahme von Daten aus Stillgewässern und Gräben wäre jedoch nicht zielführend gewesen, da sich deren Vegetation von den hier betrachteten Marschgewässern unterscheidet.

In die Auswertung der historischen Daten sind vor allem Daten vom Ende des 19. Jahrhunderts und Anfang des 20. Jahrhunderts eingegangen. Die räumliche Verteilung zeigt deutliche Schwerpunkte im Bereich Ostfriesland, des Bremer Umlandes und der Gegend von Stade auf.

3.4 Daten zur Gewässerunterhaltung

Die Gewässerunterhaltung wurde bei den ansässigen Unterhaltungsverbänden abgefragt (Tabelle 58 im Anhang). Zudem konnten im Landkreis Cuxhaven bei einigen Unterhaltungsverbänden die Räum- bzw. Unterhaltungsprogramme eingesehen werden.

Es zeigte sich, dass nur teilweise konkrete und verwertbare Angaben verfügbar waren. Diese sind im Anhang dargestellt. Eine umfassende Untersuchung zur Auswirkung von Unterhaltungsmaßnahmen in Marschgewässern auf Makrophyten wurde nach unserer Kenntnis bisher nur im Landkreis Butjadingen durchgeführt (IBL 1988). Die Ergebnisse wurden ausgewertet. Weitere Hinweise enthält die Arbeit von Garniel (2000) zu Gräben in Schleswig-Holstein.

Die historische Entwicklung der Gewässerunterhaltungsmaßnahmen ist (im Gegensatz zur Entwicklung der Gewässer, z.B. Reinhardt 2003) kaum dokumentiert. Dabei waren diese spätestens seit dem Mittelalter Bestandteil des Managements der Entwässerung. Neben der Sicherung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses dienten Unterhaltungsmaßnahmen auf dem Betrieb von Mühlen (einschließlich windbetriebener Schöpfwerke) der Freihaltung viehkehrender Gräben und der Sicherung von Verteidigungsanlagen. In der Regel waren die Anlieger verpflichtet, die kleinen Gewässer und Gräben in ihrem Abschnitt zu pflegen. Bereits im älteren Deutschen Recht gehörte die Sorge für die Unterhaltung größerer Gewässer, für die Be- und Entwässerung der Wiesen sowie für den Ausbau und die Unterhaltung der gemeinschaftlichen Anlagen an und in Gewässern zu den Aufgaben der Markgenossenschaften als Gemeinschaft der Grundbesitzenden Dorfgemeinschaften. Entsprechendes galt in der Stadt. Das Preußische Wassergesetz vom 7.4.1913 regelte die Unterhaltungspflicht und teilte erstmals die Gewässer in vier Kategorien ein. Ein einheitliches Wasserrecht besteht in Deutschland seit ca. 70 Jahren (Wasserverbandsgesetz vom 10.2.1937, Wasserverbandsverordnung vom 3.9.1937). Sämtliche Verbände mit den unterschiedlichsten Bezeichnungen, wie Wassergenossenschaften, Deich- und Sielverbände, Wasser-, Deich- und Sielachten, Wiesenverbände, Wasserbeschaffungs- und Abwasserbeseitigungsverbände, Bodenverbesserungs-, Bodenkultur und Ödlandgenossenschaften, wurden unter dem einheitlichen Begriff der "Wasser- und Bodenverbände" zusammengefaßt, der Körperschaft des öffentlichen Rechts wurde (gr. Beilage 2000).

Wie z.B. gr. Beilage (2000) zeigt, ist die organisatorische Entwicklung der Gewässerunterhaltung noch am besten bekannt, Aussagen zu Vorgehensweisen finden sich kaum. Zu unterscheiden ist dabei in Entkräutungen und Grundräumungen sowie weitere Arbeiten an Ufern, Sielen und Pumpen. Sicher ist, dass über Jahrhunderte die Gewässerunterhaltung reine Handarbeit war und entsprechend viele Arbeitskräfte erforderte. Ähnlich wie bei der Sicherung der Deiche existierte ein System der Verteilung der Lasten und Kontrolle der Gewässerzustände. Unbekannt ist, in welchem Ausmaß z.B. Verkräutungen Unterhaltungsmaßnahmen erforderten.

Zu Änderungen der Unterhaltungsmaßnahmen kam es im 20. Jahrhundert. So bestand nach der Vernachlässigung in Kriegszeiten im Bereich der wangerländischen Sielacht in den 1920er Jahren das Problem mangelhafter Unterhaltung. Zur Bekämpfung des „normalen Krautwuchses“ wurde in die Siele zeitweise Salzwasser eingelassen, was

aber zur Verschlammung durch abgestorbene Pflanzenteile führte. Im Rahmen von Arbeitsprogrammen wurden in den Jahren 1924 – 1934 die Gewässer Mühlentief, Crildumer Tief, Sillensteder Tief, Utlander Leide, Quanenser Leide, Tettenser Tief, Bübbenser Tief, Wüppelser Tief, Horumer Tief, Bassener Tief, Grimmenser Tief, Friederikentief, Hohenstief, Poggenburger Leide und Hooksier Tief instand gesetzt. Der Aushub betrug dabei bis zu 5m³/lfdm. Handarbeit überwog, in größeren Tiefs wurden erstmals mechanische Geräte wie Eimerbagger und Seilbagger erprobt. In den 1950/60er Jahren wurden wiederum alle Tiefs grundgeräumt. Danach erfolgte erstmals der Einsatz von Herbiziden. 1953 wurde ein Krautschneideboot mit Sensenkette zur Arbeit in größeren Tiefs angeschafft, 1957 ein weiteres, kleineres Boot. Die Gräben wurden nach wie vor in Handarbeit entkrautet, was aufgrund von Personalmangel zunehmend zum Problem wurde. Ab 1969 wurde der erste Mähbagger (Hydraulikbagger mit angesetztem Mähkorb) eingesetzt. 1998 wurden 95% aller Gewässer maschinell ausgemäht bzw. grundgeräumt. Auf Handarbeit wird heute zurückgegriffen, wenn die Ufer (z.B. durch Bebauung) den Einsatz von Mähbaggern nicht zulässt (alle Angaben nach Sielacht Wangerland 1998).

Zusammengefasst lässt sich feststellen:

Eine bedarfsweise Unterhaltung der Marschgewässer ist seit langem belegt und integraler Bestandteil dieses Gewässertyps. Dabei ist zwischen der oft jährlichen Entkrautung von Gräben und kleinen Gewässern und der aufwendigen (Grund-)Räumung größerer Gewässer zu unterscheiden. Grundräumungen werden in größeren zeitlichen Abständen durchgeführt, wobei in der Regel der Diasporenvorrat (Pflanzen, Samen, Rhizome, Überwinterungsknospen etc.) weitestgehend entfernt wird.

Die Mechanisierung der Unterhaltungsarbeiten begann in den 1920er Jahren, Handarbeit war aber in kleineren Gewässern noch bis in die 1970er Jahre üblich. Seit den 1950er Jahren werden Mähboote zur Entkrautung dafür ausreichend großer Gewässer eingesetzt.

Bei Entkrautungen per Hand verbleiben in der Regel ausreichend Reste von Pflanzen, die eine Wiederbesiedlung ermöglichen. Dies gilt auch für den Einsatz des Mähbootes, das in Ufernähe und weiteren schlecht zugänglichen Bereichen die Pflanzen nur unvollständig entfernen kann.

4 Aktuelle Daten zur Makrophytenvegetation

4.1 Auswahl der Probestellen

Entsprechend dem Auftrag waren Erhebungen von Daten zur aktuellen Makrophytenvegetation an frei auszuwählenden 160 Untersuchungsstrecken vorgegeben. Hinzu kommen insgesamt 30 Untersuchungsstrecken an den vier Modellgewässern Harle, Käseburger Sieltief, Hackemühler Bach, Wischhafener Schleusenfleth.

Neben den Modellgewässern waren in erster Priorität 41 Untersuchungsstrecken zu bearbeiten, über die älteres Datenmaterial (meist über 25 Jahre alte Vegetationsaufnahmen) vorliegt. Die verbleibenden 119 Untersuchungsstrecken

wurden im Untersuchungsgebiet (naturräumliche Einheit Marsch) so verteilt, dass möglichst alle anhand der Vorinformationen zu erwartenden Vegetationstypen und mögliche Subtypen des Typs 22.1 (Gewässer der Marschen) bzw. der geschöpften Marschgewässer ausreichend vertreten sind. Da nicht jedes Gewässer des Typs 22.1 bearbeitet werden konnte, wurde eine Auswahl getroffen. Weiter wurden Gewässer des Typs 22.2 (Flüsse der Marschen) erfasst. Typ 22.3 (Ströme der Marschen) wird hier nicht bearbeitet.

Stichproben sollen zufallsverteilt ausgewählt werden. Die Untersuchungsstrecken wurden daher vorab festgelegt, um eine Auswahl anhand vegetationseigener Kriterien vor Ort zu vermeiden. Es wurden in der Regel Untersuchungsstrecken an Brücken gewählt. Ziel war, dass jedes untersuchte Gewässer anhand von 3 Untersuchungsstrecken bearbeitet wird. In Einzelfällen erwiesen sich Untersuchungsstrecken als nicht zugänglich oder stark gestört (z.B. durch Bauarbeiten), so dass die Auswahl vor Ort geändert werden musste. Die meisten Untersuchungsstrecken liegen oberhalb von Brücken.

4.2 Vegetationskundliche Methoden

4.2.1 Herleitung

Die vegetationskundliche Bearbeitung der Makrophyten wurde viel später als die anderer Lebensräume begonnen; noch länger dauerte die Entwicklung adäquater Methoden (Goltermann et al. 1988, Wiegleb 1982, Wiegleb & Herr 1984b). Dies gilt in besonderem Maße für Fließgewässer, die auch in neueren vegetationskundlichen Lehrbüchern wie Ellenberg (1996) kaum oder gar nicht (Frey & Lössch 1998, Traxler 1997) behandelt werden. Dierßen (1996) räumt zwar der Wasservegetation angemessenen Raum ein, eine explizite Berücksichtigung von Marschgewässern erfolgt aber nur indirekt anhand mehrerer Fotos („Lemnetum gibbae in einem Marschengraben“ (das Foto zeigt einen sehr dichten Bestand), „dichte Bestände des Potamogetonnetum lucentis in einem Marschengraben“, „Hypertraphentes Schilfröhricht eines stark mit Nährstoffen belasteten Marschengrabens“). Wohl nicht zufällig hat der Autor für Beispiele der genannten, durch Monodominanz geprägten Vegetationsausbildungen, Marschgewässer gewählt.

Schon Tüxen und Preising (1942) erkannten, dass bei Vegetationsaufnahmen in Gewässern spezifische Methoden erforderlich sind. Hier bestehen, abgesehen von grundsätzlichen Differenzen bei Methoden der Datenanalyse (Best 1988, Wiegleb 1986), nach wie vor konträre Auffassungen über Auswahl und Größe angemessener Untersuchungsflächen und Schätzskalen für Vegetationsaufnahmen. Die Pole markieren die Ansätze von Kohler et al. (1971) mit großen Untersuchungsflächen und grober ordinaler Skala („Pflanzenmengenschätzung“), Passarge (1992) mit sehr kleinen Untersuchungsflächen und der ebenfalls ordinalen Braun-Blanquet-Skala und die von Wiegleb & Herr (1982) entwickelte Verbindung der kardinalen Skala nach Londo (1975, 1984) mit größeren, bereits von Tüxen und Preising (1942) vorgeschlagenen Aufnahmeflächen (Wiegleb 1984b). Auch die vegetationskundlichen

Bearbeitungen Niedersachsens sind von diesem Gegensatz geprägt: Von Preisung et al. (1990) liegt eine bis zur Ebene der Subassoziation differenzierte pflanzensoziologische Übersicht vor, Herr et al. (1989) beschreiben und gliedern die Vegetation anhand der Wuchsformen und dominanten Arten von über 1.200 eigenen Vegetationsaufnahmen. Seit letztgenannter Arbeit sind die Areale der meisten Makrophyten in Fließgewässern Niedersachsens hinreichend bekannt, allerdings haben die Autoren die Marschgewässer nicht vertieft bearbeitet.

Im Rahmen der Entwicklung des Phyllib-Verfahrens wurde auf die von Kohler (1978) entwickelte Schätzskala zurückgegriffen. Diese verwendet nicht den Deckungsanteil, sondern die Pflanzenmenge (Abundanz) der vorkommenden Arten, der metrische Quantitätsstufen zugeordnet sind (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 2005): *„Für die einzelnen Taxa wurde die Pflanzenmenge nach der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978, Tabelle 1) erhoben. Diese semiquantitative Erfassung der Abundanzen hat sich in vielen Untersuchungen als sehr effizient für Makrophytenkartierungen in Fließgewässern erwiesen (z. B. KOHLER et al. 1994, PALL & JANAUER 1995, SCHNEIDER 2000) und bietet außerdem eine sehr gute Reproduzierbarkeit sowie Unabhängigkeit vom Bearbeiter, ohne eine zu große Genauigkeit vorzuspiegeln (CEN 2001). Sie trägt darüber hinaus der dreidimensionalen Ausbreitung von Makrophyten im Wasserkörper Rechnung, die von prozentualen (Deckungs)schätzungen nicht ausreichend wiedergegeben wird. Von einer Umrechnung der Werte aus anderen Skalen in die geforderte fünfstufige Kohler-Skala ist abzusehen.“* (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 2005: 19).

Die als Beleg für die Effizienz genannten Arbeiten von KOHLER et al. 1994, PALL & JANAUER 1995 und SCHNEIDER 2000 stammen alle aus dem süddeutschen bzw. österreichischen Raum und führen zu der Annahme, dass lokale Schulen eine Rolle bei der Methodenwahl spielen. Dies zeigt auch ein Blick auf Abb. 1 in (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 2005, S. 15) mit der Darstellung der untersuchten Referenzbiozönosen. In Niedersachsen wurden nur wenige Stellen untersucht, die zudem überwiegend im östlichen Landesteil liegen. Die Marsch fehlt völlig, worauf die Autoren auch hinweisen: *„Das Verfahren ist grundsätzlich für alle natürlichen Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland mit Einzugsgebietsgrößen > 10 km² sowie für alle natürlichen Seen > 50 ha anwendbar, wenngleich auch für einige Gewässertypen noch Defizite bestehen. Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes noch nicht bewertbar sind: saure bzw. stark salzhaltige Seen, Moor- oder Marschgewässer, tidebeeinflusste Gewässer, erheblich veränderte („heavily modified“) bzw. künstliche Gewässer oder stark degradierte Gewässerabschnitte.“* (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 2005, S. 7).

Von der Vorgabe des Phyllib-Verfahrens muss in den Marschgewässern teils abgewichen werden. Die von Kohler (1978) für Fließgewässerabschnitte bis zu mehreren km Länge entwickelte (und dort auch sinnvolle) Methode führt bei Abschnitten von 100 m und kürzer zu deutlichen Einschränkungen, da es sich bei der verwendeten Skala

- (1) um eine relativierende Skala handelt, der klare Eichmöglichkeiten fehlen und
- (2) Vergleiche mit allen sonstigen Skalen (%-Skala, Londo, Braun-Blanquet) und damit älteren vegetationskundlichen Daten schwer möglich sind.

Die grundsätzliche Problematik soll hier nicht weiter erörtert werden, da der Focus der vorliegenden Arbeit auf den Marschgewässern liegt. Entscheidend ist, dass das gewählte Verfahren operationalisierbar ist und mit vertretbarem Aufwand Aussagen zur Qualität und Quantität der vorhandenen Makrophytenvegetation ermöglicht. Die grundlegenden Techniken der Probenahme sind in van de Weyer (2003) ausreichend beschrieben.

Die auch im Phyllib-Verfahren verwendete Größenordnung von in der Regel 100 m Fließgewässerstrecke hat sich in Niedersachsen bewährt und ist auch für Marschgewässer sinnvoll. Weiter ist der Ansatz des Phyllib-Verfahrens, entsprechende Zusatzkriterien zu berücksichtigen, grundsätzlich sinnvoll. Genau hier liegt auch der Unterschied zur traditionellen pflanzensoziologischen Schule, bei der die Homogenität der Aufnahmefläche entscheidend für Aufnahme und anschließende Tabellenarbeit ist. Als Konsens kann daher gelten, dass Angaben zu Gewässerbreite und -tiefe, Wassertrübung und Fließgeschwindigkeit etc. unerlässlich zur Interpretation der Daten sind. Allerdings ist unklar, warum die Anteile der verschiedenen Substrate in 5%-Schritten zu schätzen sind („ohne eine zu große Genauigkeit vorzuspiegeln“), bei der Qualitätskomponente Makrophyten nach Phyllib aber auf genau diese Aussagegenauigkeit verzichtet wird. Zumindest in Marschgewässern wird man kaum die Substratanteile genauer schätzen können als die Pflanzenmenge der Makrophyten. Auch fehlt im Phyllib-Verfahren die wichtige Schätzung der Gesamtbedeckung.

Die im Phyllib-Verfahren geforderte Erfassung der dreidimensionalen Ausbreitung von Makrophyten im Wasserkörper ist in den meist stark getrübbten Marschgewässern ohne großen Aufwand kaum möglich. Sie ist auch für die angestrebte Bewertung verzichtbar, da die meisten Arten aufgrund ihrer Wuchsform eine typische dreidimensionale Ausbreitung aufweisen, die bekannt ist. Aus der gleichzeitig aufgenommenen Wassertiefe lassen sich bei Bedarf auch Informationen zur dreidimensionalen Ausdehnung ableiten.

Abbildung 3 zeigt die Entwicklung von Biomasse (also einem Äquivalent zur dreidimensionalen Pflanzenmenge) und der Deckung des Glänzenden Laichkrauts (*Potamogeton lucens*) über drei Jahre in monatlichem Abstand. Das Beispiel zeigt, dass im Juni immer die maximale Deckung erreicht wurde, während die Biomasse weiter deutlich zunahm. Die Wasseroberfläche wurde im Mai erreicht, den Wasserkörper weitgehend ausgefüllt hatten die Pflanzen von Juni bis September. Dies bilden weder die Schätzungen der Pflanzenmenge nach Kohler (1978) noch die Schätzung des Deckungsgrades ab. Die Pflanzenmengenschätzung lässt eine Differenzierung im Frühjahr und Herbst nicht zu und bildet auch die Entwicklung im Sommer nicht ab. Das Ziel der Berücksichtigung der „dreidimensionalen Pflanzenmenge“ wird über die mögliche Aussagegenauigkeit zur Deckung gestellt.

Die zweidimensionale Ausbreitung, also die Deckung, lässt sich dagegen am leichtesten operationalisieren – die gängigen Techniken können den pflanzensoziologischen Lehrbüchern entnommen werden. Die wesentliche Herausforderung besteht vor allem darin, in geringem Umfang auftretende Arten nicht zu übersehen (zu dieser Fehlerquelle siehe z.B. Tüxen 1972) und die festgestellten Arten auch richtig anzusprechen. Diese gilt für alle Methoden der Erfassung.

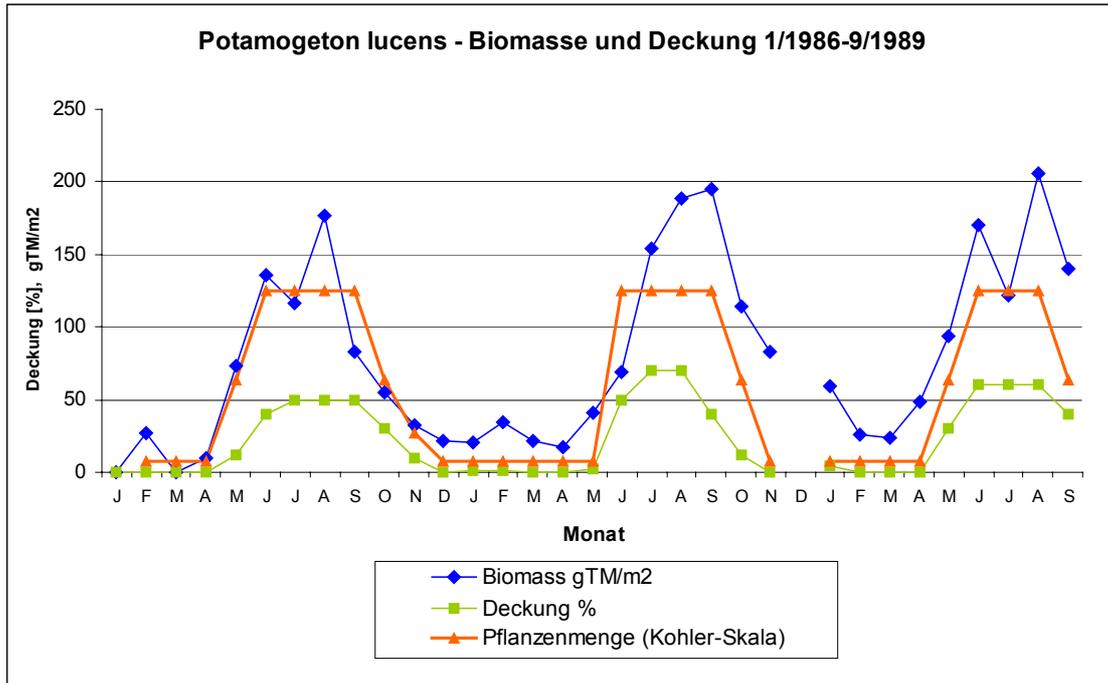


Abbildung 3: Entwicklung der Biomasse und Deckung von P. lucens

Quelle: Brux (2006)

Eine Umrechnung von Schätzungen ist immer nachteilig, da es in unbekanntem Maß zu Fehlern kommt. Genau dieses Argument spricht jedoch – zumindest in Niedersachsen – gegen die Verwendung der Kohler-Skala, da der Vergleich mit älteren, ggfs. Referenzzustände beschreibenden Vegetationsaufnahmen fast immer die Auseinandersetzung mit Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet oder Londo erfordert.

Als Konsequenz ist es sinnvoll, in Marschgewässern die dezimale Skala nach Londo (1975, 1984) zu verwenden. Diese bietet gegenüber den Skalen von Braun-Blanquet (1964) bzw. Kohler (1978) den Vorzug einer feineren Abstufung und eignet sich vor allem für Dauerflächen besser (Traxler 1997, Schmidt 1974). Damit ist sowohl die Kontinuität zu gängigen vegetationskundlichen Arbeiten gewährleistet, als auch die Basis für das künftige Monitoring gelegt.

4.2.2 Methodik der Vegetationsaufnahmen

Eine Erfassung der Vegetation ohne Hilfsmittel scheidet in der Regel aus, da die direkte Sicht auf den Bestand meist nur eingeschränkt möglich ist. In der Praxis hat sich in Marschgewässern die Verwendung einer auf bis zu 4 m ausziehbaren Harke bewährt, die bei Bedarf mit unterschiedlichen Harkentypen bestückt werden kann. Größere Tiefen bzw. Bereiche größerer Entfernung lassen sich mit an ein Seil gebundenen (Wurf-)Harken und Haken bearbeiten. Das Begehen von Marschgewässern mit der Wathose kann gefährlich sein, der Einsatz von Booten ist mit entsprechendem Aufwand verbunden. Wenn aufgrund der Trübung bzw. der dichten

Vegetation keine ausreichende Sicht möglich war, wurde mindestens alle 5 m mit der Harke eine Probe genommen.

Die sippensystematische Nomenklatur folgt Wisskirchen & Haeupler (1998) bzw. Garve (2004). Die Ansprache der Pflanzenarten erfolgte mit Hilfe der Exkursionsfloren von Rothmaler (2004) sowie Casper & Krausch (1980, 1981) und Haslam et al. (1982). Für *Potamogeton* wurden die Arbeiten von Weber-Oldecop (1972), Wiegleb & Herr (1984), Herr & Wiegleb (1985) und Preston (1995) herangezogen. Characeen wurden anhand von Vahle (1990) und Krause (1997) angesprochen. Mit taxonomischen Problemen wurde weitgehend entsprechend Herr et al. (1989b) verfahren.

Die Länge der Aufnahmeflächen, bzw. der Untersuchungsstrecken betrug ca. 100 m, soweit dies möglich bzw. sinnvoll war. Diese Größenordnung wurde schon von Tüxen & Preisling (1942) vorgeschlagen und von Wiegleb (1982) und Wiegleb & Herr (1984) aufgegriffen und methodisch weiter entwickelt. Sie weicht damit stark von der Braun-Blanquet-Methode ab, die wesentlich kleinere Aufnahmeflächen verwendet (Braun-Blanquet 1964, Passarge 1992, jedoch nicht Braun-Blanquet 1951); aber auch von den Methoden von Holmes & Whitton (1975, 1977) und Kohler (1978), die sehr viele längere Gewässerabschnitte untersuchen. Eine ausführliche und vergleichende Darstellung der bekannten Aufnahmemethoden und die Herleitung der hier verwendeten findet sich in Wiegleb (1982), eine Methodenübersicht gibt Traxler (1997).

Die Aufnahmeflächen entsprechen damit nicht dem in der Pflanzensoziologie geforderten Homogenitätsprinzip, bilden dafür aber die reale Vegetation auf einer überschaubaren Fläche nachvollziehbar ab. Als Bezugsgröße wurde die Mittelwasserlinie gewählt, d.h. es wurden alle Pflanzen erfasst, deren Verankerungspunkt (i.d.R. die Wurzeln) unterhalb der Wasseroberfläche lag (Hydrophyten, Pleustophyten, Helophyten, Bryophyten, Phycophyten). Auf trockengefallenen Ufern befindliche Hydrophyten (Landformen) und Pleustophyten wurden zusätzlich notiert, jedoch nicht in die Vegetationsaufnahme mit einbezogen. Umgekehrt wurden offenbar überschwemmte, unter Wasser aber nicht lebensfähige Arten wie die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und das Echte Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) zwar notiert, aber nicht in die Auswertung einbezogen. Dasselbe gilt für Pflanzen auf, infolge von Uferabbrüchen, unter Wasser befindlichen Substraten.

Tabelle 1: Schätzskalen für Vegetationsaufnahmen

Londo	Deckung in %	Kohler	Pflan.-menge ** nach Kohler	Braun-Blan.-Skala	Braun-Blanquet-Skala	Zur Schätzung verwendete Skala	Deckung in %	Er-läuterung	
r	raro	1 sehr selten, < 5 Ind.	1	r	0,1 %	r	<< 1	1 - 3 Ex.	
p	paululum			< 1				< 1	> 3 Ex.
a	amplius			< 1				< 1	
m	multum			< 1			m	< 1	>> 3 Ex.
	< 1	2 selten	8	+	0,5 %	+	< 1		
.1	1						.1		
		3 verbreitet	27			.1	ca. 1		
.2	1 - 3				1	3 %	.2	2 - 3	
.4	3 - 5						.4	3 - 5	
.7	5 - 10				2	15 %	.7 (= 1-)	6 - 8	
1	5 - 15	4 häufig	64			1	9 - 12		
1.2	10 - 15						1.2 (= 1+)	13 - 15	
2	15 - 25				3	37,5 %	2	16 - 25	
3	25 - 35						3	26 - 35	
4	35 - 45	5 massenhaft	125			4	36 - 45		
5	45 - 55						5	46 - 55	
5-	45 - 50								
5+	50 - 55				4	62,5 %			
6	55 - 65						6	56 - 65	
7	65 - 75						7	66 - 75	
8	75 - 88				5	87,5 %	8	76 - 85	
9	85 - 95						9	86 - 100	
10	95 - 100								

Hinweis: Die Tabelle kann auch zur Umrechnung von Werten aus anderen Verfahren in Londo-Werte verwendet werden. Die entstehenden Ungenauigkeiten sind vom Fachgutachter zu berücksichtigen.

Die Aufnahmen erfolgten von Juli bis September 2005. Optimaler Zeitraum ist der Juli, da dann die Biomasseentwicklung einen Höhepunkt erreicht hat und die meisten Arten gut angesprochen werden können. Die Unterhaltung vieler Gewässer erfolgt ab August, so dass die Gefahr von „Leerproben“ zunehmend steigt. Bei der Erhebung 2005 wurden Leerproben durch entsprechende Absprachen vermieden.

5 Ergebnisse des früheren Gewässerzustands

5.1 Datenbasis

Die in Tabelle 2 genannten Arbeiten wurden zur Beschreibung der historischen Makrophytenvegetation herangezogen.

Tabelle 2: Übersicht über ausgewertete Daten Dritter

Autor	Bearbeitungsgebiete
Daten bis 1970	
Alpers, F. 1875a	Landdrostei Stade (Gebiet zwischen Weser und Elbe) mit Einschluss des bremischen und oldenburgischen Gebietes am rechten Weserufer und des hamburgischen Amtes Ritzebüttel.
Alpers, F. 1875b	Herzogthümer Bremen und Verden, unter besonderer Berücksichtigung der Umgegend von Stade
Alpers, F. 1886	Regierungsbezirk Stade
Botanischer Arbeitskreis im Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen 1962-1983	Region Bremen, besonders Wümmewiesen
Buchenau, F. 1927	Bremen und (Land) Oldenburg
Dieken, J.v. 1970	Nordwestdeutschland unter besonderer Berücksichtigung Ostfrieslands
Focke, W.O. 1886	Bremen
Kuhbier, H. 1967	Bremen und Umgebung
Müller, F. 1886	Großherzogtum Oldenburg
Wagner, U. 1999	Nordwestdeutsche Tiefebene (Auswertung historischer Daten)
Wessel, A.W. 1858	Ostfriesland
Daten nach 1970	
Feder, J. & Schäfer, B. 2003	Landkreis Wittmund
Geldmacher, M., Haase, I. & Söhle, G. 1990	Landkreis Cuxhaven.
Herr at al. 1989a	Niedersachsen
Herr at al. 1989b	Niedersachsen
Herr 2004	Niedersachsen, Schleswig-Holstein
Kuhbier, H. 2006	Umgebung Bremen
Regioplan 1991	Dunum; Bensorsiel, Holtgast
Strutz, H. 1997	Gebiet der Ammerländer Wasseracht

5.2 Ergebnisse

In Tabelle 3 sind die vor allem aus Floren entnommenen Daten zur früheren (vor ca. 50 bis 150 Jahren) Makrophytenvegetation der Marschgewässer zusammen gestellt. Aufgenommen wurden alle Angaben, die entweder eindeutig Marschgewässer als Standorte bezeichnen oder wo dies aus weiteren Hinweisen geschlossen werden kann. Gut lokalisierbare Angaben sind die Ausnahme. Viele Autoren beziehen sich auf ältere Angaben, so dass mehrere Nennungen auf denselben Fund zurückgehen können. Da keine systematischen Kartierungen vorgenommen wurden, sind die Angaben durchgehend anekdotisch.

So wird z.B. für das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) angegeben, dass diese Art „häufig“ ist und in Gräben und Kanälen der Marsch vorkommt. Damit wird kein Beleg für konkrete Gewässer gegeben, auch eine Zuweisung zu möglichen Vegetationstypen ist schwierig. Die Angaben zur Häufigkeit beziehen sich bei den zitierten Autoren in der Regel auf das jeweilige Bearbeitungsgebiet und müssen nicht zwangsläufig für Marschgewässer gelten. Dies betrifft die meisten älteren Angaben. Es lässt sich aber feststellen, dass das Krause Laichkraut in Wasserkörpern des Typs 22.1, in denen es heute sehr selten vorkommt, früher häufig war. Dies kann als Hinweis auf das höchste ökologische Potenzial angesehen werden.

Auffällig ist, dass vielfach Gräben als Wuchsorte genannt werden, wenn Bezüge zur Marsch erkennbar sind. Dies kann auch damit zusammen hängen, dass die Vegetation der Gräben einfacher zugänglich ist, als die größerer Gewässer. Andererseits werden auffällige Vorkommen von Hydrophyten (z.B. Glänzendes Laichkraut (*Potamogeton lucens*) in der Schwinge, Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) im Stader Stadtgraben) in alten Arbeiten genau bezeichnet. Auch für eher seltene Arten wie das Froschkraut (*Luronium natans*) werden z.B. bei van Dieken (1970) eine Reihe von Wuchsorten benannt. Für viele Arten gilt, dass diese konkreten Nennungen sich oft nicht auf Marschgewässer beziehen (z.B. beim Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) befinden sich nur 2 von 8 Wuchsorten in der Marsch, Alpers 1875b).

Für den Teichfaden (*Zannichellia palustris*) gibt van Dieken (1970) einen Hinweis auf die Unterhaltung: „Slöte, Tiefs, welche längere Zeit nicht gereinigt“. Auch die Hinweise, dass die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) und Gewöhnliches Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) in „alten Tiefs“ zu finden sind, können als Bezug zu Unterhaltung aufgefasst werden, wenn man dort von einer weniger intensiven Unterhaltung ausgeht.

Trotz der genannten Probleme lässt der Datensatz erkennen, dass die Vorkommen vieler Arten in Marschgewässern entweder deutlich zurück gegangen oder ganz erloschen sind. Dies trifft besonders für die Gattung *Potamogeton* (Laichkräuter) und hier wieder die Magnopotamiden (Groß-Laichkräuter) zu. Für das Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*), das Grasartige Laichkraut (*P. gramineus*), das Stumpfblättrige Laichkraut (*P. obtusifolius*) und das Glänzende Laichkraut (*Potamogeton lucens*) hat bereits van Dieken (1970) einen Rückgang angemerkt. Für das Grasartige Laichkraut (*P. gramineus*) gibt Garve (2004) keine Fundorte in der Marsch an (außer im Wümmegebiet), im Bundesatlas (Haeupler & Schönfelder 1981) liegen jedoch eine Reihe älterer (vor 1981) Nachweise vor. Auch für das Durchwachsene Laichkraut (*Potamo-*

geton perfoliatus) werden konkrete, heute offenbar erloschene Wuchsorte in der Marsch genannt.

Wiegleb (1982b) hat sich mit den Marschgewässern Jade (Lkr. Wesermarsch) und Friedeburger Tief (Lkr. Friesland) ausführlich auseinandergesetzt. Beide Gewässer wurden in der Erhebung 2005 bearbeitet (siehe Kap. 6.2).

Ein weitergehender Vergleich, als Basis der Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials, ist jedoch für die meisten Arten bzw. Gewässer aufgrund fehlender konkreter Angaben mit Ortsbezug nicht möglich. Dagegen lässt sich das grundsätzliche Potenzial der Marschgewässer aus der Gesamtschau älterer Angaben ermitteln, wenn man die publizierten Erkenntnisse zu autökologischen Eigenschaften der einzelnen Arten mit in die Betrachtung einbezieht.

Eine weitere Informationsquelle stellen Daten aus angrenzenden Ländern bzw. Naturräumen dar. Im nordwestdeutschen Tiefland sind die hydromorphologischen Eigenschaften von Gewässern in Niederungsgebieten der Geest ähnlich denen der Marschgewässer. Viele Gewässer weisen ähnliche Profile auf, unterliegen einer vergleichbaren Bewirtschaftung und haben eine geringe Fließgeschwindigkeit. Durch die flächendeckende Eutrophierung der letzten Jahrzehnte haben sich die Nährstoffverhältnisse zunehmend angeglichen. Durch Einleitungen weisen (oder wiesen) einige Gewässer auch hohe Salzfrachten auf.

Unterm Strich sind somit ausreichend Angaben vorhanden, um den Anforderungen der WRRL zu entsprechen und für die noch zu beschreibenden Typen das höchste ökologische Potenzial zu ermitteln.

Tabelle 3: Übersicht historische Verbreitungsangaben (Teil 1)

Artnamen	Häufigkeit historisch	Stetigkeit			Standorte	Ortsangaben	Veränderungen	Quellen								
		1980 [%]	2005 [%]	Entwicklung				pakäobot.	Wessel 1858	Alpers 1875 N.Ver.	Alpers 1886	Höppner 1891	Buchenau 1927	van Dieken 1970		
Callitriche hamulata		7,3	5,7	0		Accumer Tief				x						
Callitriche hermaphroditica	v	0	0	-	Gräben	Norden		M								
Callitriche obtusangula	s	4,9	8,6	+	binnendeichs	Stromer Deich	unbeständig								x	
Callitriche palustris agg.	s. hfg			0	Gräben			x								
Callitriche stagnalis	hfg	7,3	0,	--	Gräben	Stade			M					x		
Ceratophyllum demersum	s.hfg	43,9	21,	0	Gräben, Kanäle	Emden		x						x		M
						"Küstenmarsch", Neuharlingsiel, Ostermarsch, Eckwarder D., Wursten										M
Ceratophyllum submersum	s	0,	0,	--	Gräben	"Meeden", Weser		x						x		M
Eleocharis acicularis	hfg	4,9	1,9	-	Gewässerrd	Stade, Altes Land 1869	in D seit 1859 (hfg)			M	M			x		
Elodea canadensis	hfg	36,6	13,3	0	Gräben	"Meeden, an Küste"	in D seit 1953									
Elodea nuttallii	-	2,4	9,5	++												
Hippuris vulgaris		0,	0,	-	Gräben			M								M
Hottonia palustris	s.hfg	4,9	0,	--	Gräben			x						x		
Hydrocharis morsus-ranae	hfg	39	13	-	steh. Gew.	Stade		x	M					x		
						Stade, "Marschgräben m. brackigem W."				M				x		M
Lemna gibba	v	22,	9,	0	Gräben									x		M
Lemna minor	s.hfg	9,	59,5	0	steh. Gew.			M	x					x		x
Lemna trisulca	s.hfg	14,6	9,	-	Gräben, Teiche seltener, viele Einzelorte	"Meeden", Lehe, Blankenburg, Rheiderland		x						x		M
Luronium natans	z	5	1	-	erwähnt			x	x						M	M
Myriophyllum alterniflorum DC.	s	0	1	0		Stade, Simonswolde								M	x	M
Myriophyllum spicatum		7,3	6,2	0	Gräben	Stade		M	x	M				x		
Myriophyllum verticillatum	z	12,2	0,5	-	Gräben, steh. Gew.	Stade	früher hfg	x	M				M	x		M
Nuphar lutea	hfg	54	27	0	steh. Gew., alte Tiefs	Weser		x						x		M
Potamogeton acutifolius	s	0,	2,4	s	Gräben, Teiche	"Marsch, Meeden", Weyhausen		x						x		M
						"Meeden", Bassenflether				M	M			x		M
Potamogeton alpinus	hfg-v	31,7	2,4	--	Gräben	Aussendeich, Hopels	wird seltener	M						x		M
Potamogeton berchtoldii	v	19,5	4,3		Gräben	Oldenburg, Hafen									M	M
Potamogeton coloratus	s	-	0,	-		Marienhaf		x								
						"Marsch, Meeden", Horneburg, Stade		x	M	M				x		M
Potamogeton compressus	v	12,2	0,5	--	Gräben, Teiche			x						x		M
Potamogeton crispus	hfg	9,8	3,3	-	Gräben, Kanäle	"Marsch"		x						x		M
Potamogeton filiformis	s	0,	0,	-		Simonswolde		M								M

Erläuterungen: Angaben zur Häufigkeit: s.hfg = sehr häufig, hfg = häufig; v = verbreitet, s = selten, Z = zerstreut. Bezug zur Marsch in Quellen: M = Marsch(gewässer) explizit genannt, x = allgemeine Angaben. Meeden = Feucht- und Nasswiesen in der Marsch

6 Ergebnisse der Untersuchung der rezenten Makrophytenvegetation in Marschgewässern Niedersachsens

6.1 Verbreitung von Makrophytenarten

6.1.1 Übersicht

Die Basis der nachfolgenden Darstellung sind zunächst die Ergebnisse der im Jahr 2005 durchgeführten Erfassung. Ergänzend werden im Gebiet des UHV 91 (Butjadingen) die im Landkreis Wesermarsch erfassten geestfernen Marschgewässer (IBL 1988) mit in die Darstellung einbezogen. Dieses Gebiet wurde 2005 nicht bearbeitet, da die Daten 1988 nach denselben Methoden erhoben wurden und davon ausgegangen wurde, dass seitdem keine wesentlichen Veränderungen der Makrophytenvegetation stattgefunden haben¹. In Abbildung 4 ist neben der Lage der untersuchten Probestellen die naturräumliche Gliederung dargestellt. Die „Marschbereiche“ bezeichnen (mit Ausnahme der Inseln und des Landes Bremen) auch das Untersuchungsgebiet. Die nachfolgenden Abbildungen orientieren sich an dieser Darstellungsweise. Insgesamt 210 Probestellen (davon 20 aus IBL 1988) bieten eine hinreichende Datenbasis zur rezenten Makrophytenvegetation der niedersächsischen Marschgewässer.

Die zum Vergleich betrachteten Probestellen, von denen Daten aus den Jahren 1978 bis 1982 vorliegen, sind in Abbildung 5 dargestellt. Sie gehen auf die Untersuchung von Herr et al. (1989) zurück. Entsprechend dem damaligen Ansatz wurden geestferne Marschgewässer nur in geringem Umfang bearbeitet. Außerdem liegen aus dem Landkreis Wesermarsch eine Reihe von Aufnahmen aus Marschgewässern vor (IBL 1988), so dass auch für geestferne Standorte Daten vorhanden sind.

Für Arten, die zur Bewertung herangezogen werden sollen, werden nachfolgende Verbreitungskarten vorgestellt. Sie dürfen jedoch nicht mit nach anderen Kriterien erstellten Verbreitungsangaben verglichen werden. Eine Gegenüberstellung mit dem Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen (Garve 1994) zeigt für eine Reihe von Arten auffällige Abweichungen (z.B. Spitzblättriges Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*)). Ein Vergleich ist nicht ohne weiteres möglich, da der Verbreitungsatlas sämtliche Funde unabhängig vom jeweiligen Lebensraum der gemeldeten Arten darstellt. Dagegen beziehen sich die untersuchten Probestellen nur auf die Marschgewässer des Typs 22.1 und 22.2. Alle kleineren Gewässer, sämtliche Gräben und Stillgewässer und Gewässer des Typs 22.3 waren nicht Gegenstand der Untersuchung. An Einzelbeispielen kann aufgezeigt werden, dass die Makrophytenvegetation der untersuchten Marschgewässer und die Vegetation von sich in der Nähe befindlichen Gräben deutlich voneinander abweichen kann. Zusätzlich ist zu

¹ Da bei anderen Marschgewässern überwiegend deutliche Veränderungen festgestellt wurden (siehe 6.4) ist die Gültigkeit dieser Arbeitshypothese rückblickend betrachtet in Frage zu stellen. Der aktuelle Zustand könnte in Butjadingen gegenüber dem Zustand 1988 negativ verändert sein. Da das ökologische Potenzial 1988 aber bereits als mäßig bis schlecht beurteilt wurde, erscheint dieses Vorgehen auch im Nachhinein gerechtfertigt.

berücksichtigen, dass der Atlas von Garve (1994) sich auf Daten aus den Jahren 1982 bis 1992 bezieht.

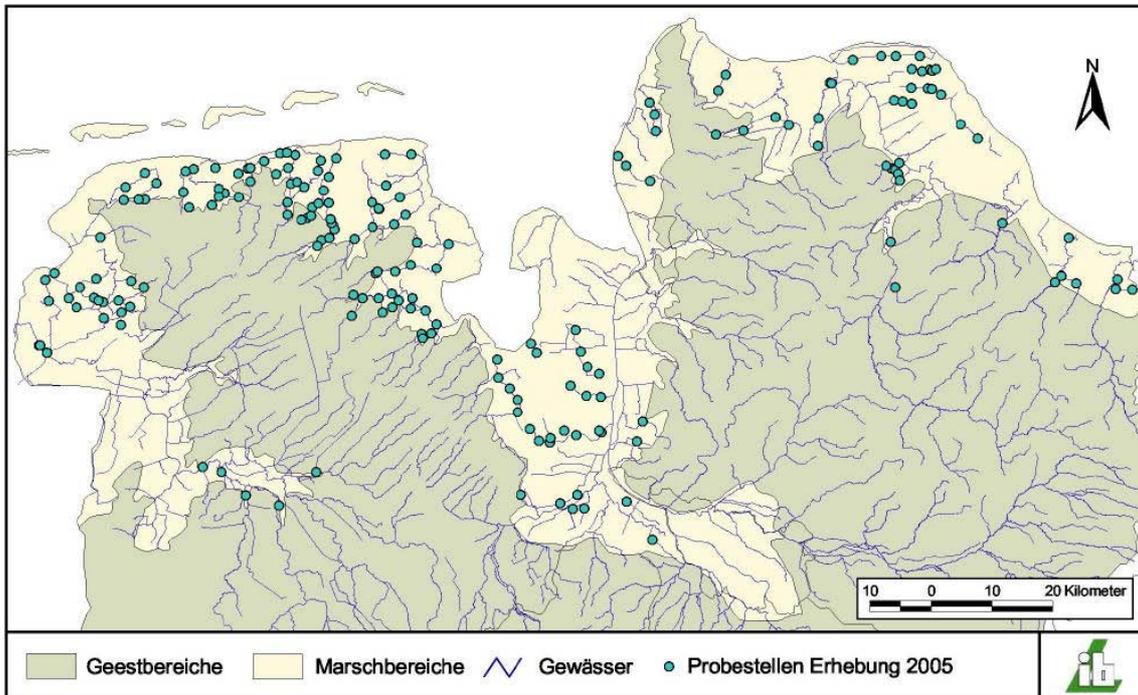


Abbildung 4: Lage der Probestellen (Erhebung 2005)

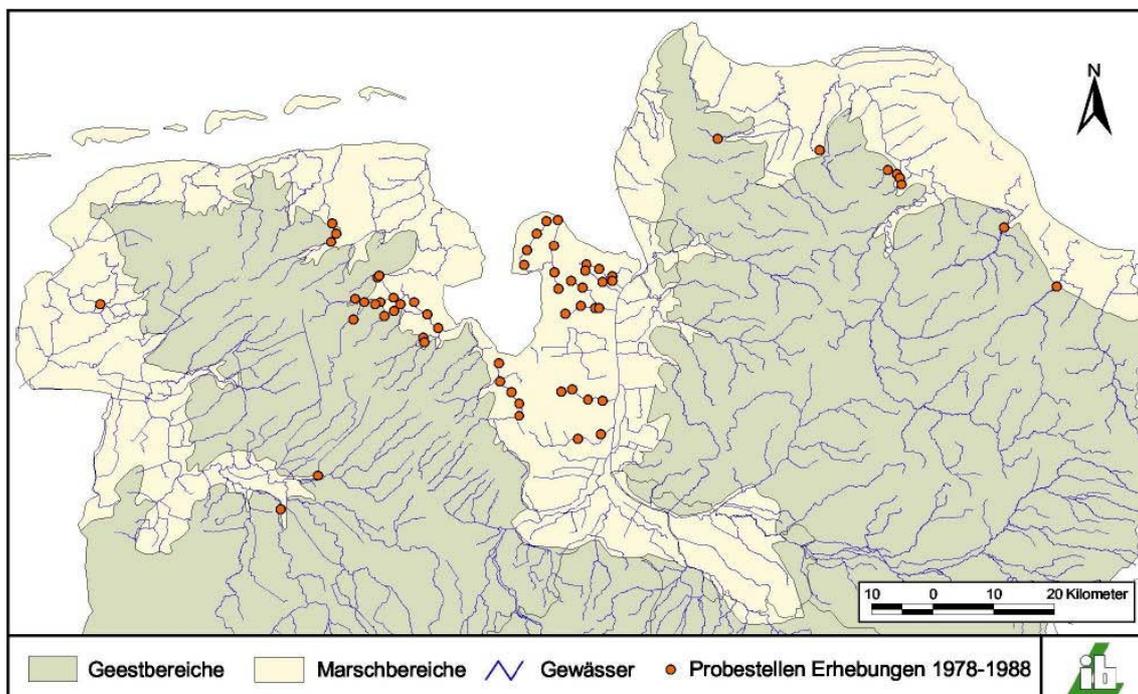


Abbildung 5: Lage der Probestellen (Erhebungen 1978-1988)

Soweit es anhand von Probestellen möglich ist, werden aktueller und früherer Bestand gegenüber gestellt. Die Verbreitungskarten für die einzelnen Arten beruhen auf den

Daten der Erhebung 2005 sowie für Butjadingen (Lkr. Wesermarsch) auf der Erhebung 1988 (s.o.). Die Angaben zum Gefährdungsgrad folgen der Roten Liste Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsen und Bremen (Garve 2004), wobei immer die Einstufung für den Naturraum Watten und Marschen (Küste) zitiert wird.

Nachfolgend wird, gruppiert nach Wuchsformen, die Verbreitung der für die Bewertung wichtigen Arten in Abbildungen dargestellt. Datenbasis sind die Erhebungen 2005, in Butjadingen ergänzt durch die Erhebungen 1988.

6.1.2 Seerosenartige Schwimmblattpflanzen (Nymphaeiden)

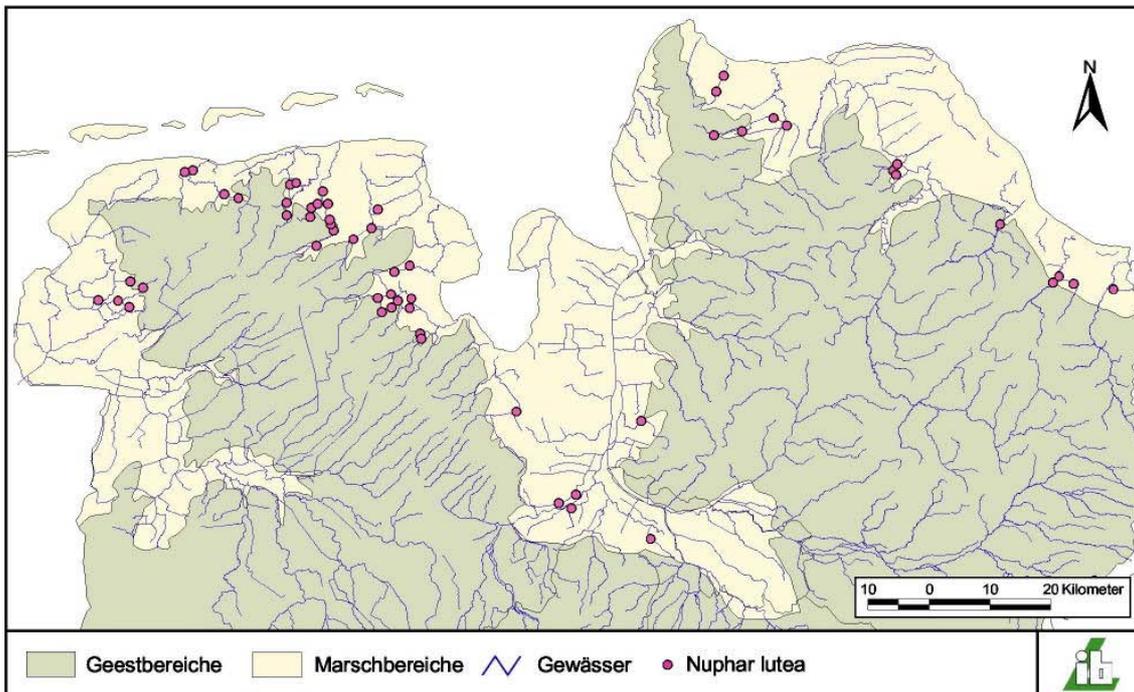


Abbildung 6: Gelbe Teichrose (Nuphar lutea)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Die nach Bundesartenschutzverordnung (BartSchV) besonders geschützte Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) ist mit ihren großen Schwimmblättern die auffälligste Vertreterin der seerosenartigen Schwimmblattpflanzen (Nymphaeiden). Sie kommt in stehenden und langsam fließenden Gewässern vor und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in eutrophen Gewässern (Casper & Krausch 1980). Die Art kann bis zu ca. 6 m tief auch rein submers in Fließgewässern wachsen. In Niedersachsen ist sie besonders häufig in Fluss- und Stromtälern sowie in Niederungsgebieten zu finden (Garve 1994).

Dem entspricht die weite Verbreitung in den Marschgewässern. Die Gelbe Teichrose wurde an 27% der Probestellen, meist in Geestnähe, festgestellt. Bevorzugt (80 % der Vorkommen) werden Gewässer über 5 m Breite besiedelt, ein sehr hoher Anteil (40 %) wurde in Gewässern über 10 m Breite festgestellt. Typisch sind Bestände in großen Gruppen in Ufernähe. Die Gelbe Teichrose gilt als nicht salzertragend und fällt in Gewässern mit höheren Salzgehalten aus. Auch Garve (1994) verzeichnet in geestfernen Gebieten kaum Nachweise. *Nuphar lutea* wurde jedoch 2005 in vier Gewässern mit einer elektrischen Leitfähigkeit (ELF) von über 1.000 μS festgestellt, das Maximum lag bei 3.300 μS im Friedeburger Tief (M174). Außerdem liegt ein alter Nachweis aus der tideoffenen Schwinge vor (Alpers 1875a).

Die kriechenden, dicken Rhizome der Gelben Teichrose im Sediment gewährleisten den Wiederaustrieb nach der Unterhaltung. Sie sind jedoch bei Entschlammungen gefährdet, wenn das Sediment zu tief entnommen wird. Dabei losgerissene Rhizome

treiben jedoch auf und können durch Verdriftung zur Verbreitung im Gewässersystem beitragen.

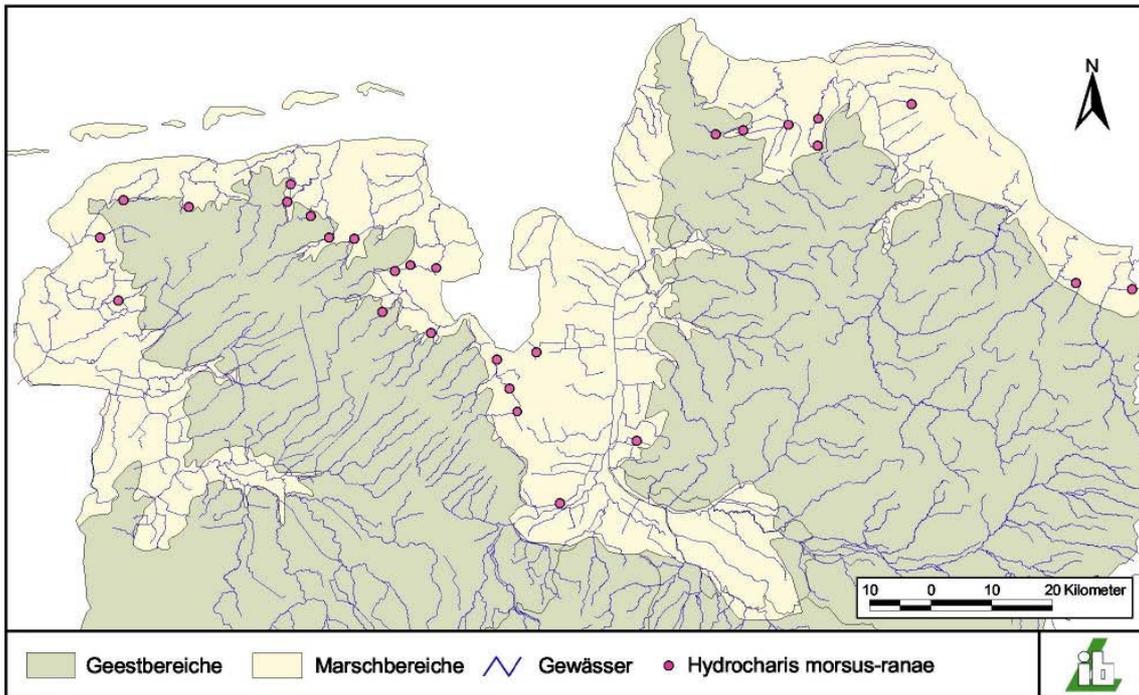


Abbildung 7: Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): V (Vorwarnliste)

Der Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*) erinnert mit seinen fast kreisrunden Schwimmblättern an die Teichrosen, er besitzt jedoch kein Rhizom und flottiert ähnlich wie Wasserlinsen. Zusammen mit diesen Arten kommt der Froschbiss in stehenden und langsam fließenden, eu- bis mesotrophen Gewässern vor (Casper & Krausch 1980). In der Marsch ist der Froschbiss eine typische Art der Gräben und kann auch in dichten Wasserlinsendecken auftreten, allerdings ist er nicht salztolerant. Der Froschbiss, der in 13 % der Probestellen festgestellt wurde, besiedelte nur wenige geestferne Gewässer. Typische Wuchsorte sind Bereiche in Ufernähe bzw. zwischen anderen Pflanzen (Helophyten), dies verhindert in fließenden Gewässern bzw. in Stillgewässern bei Wind die Verdriftung.

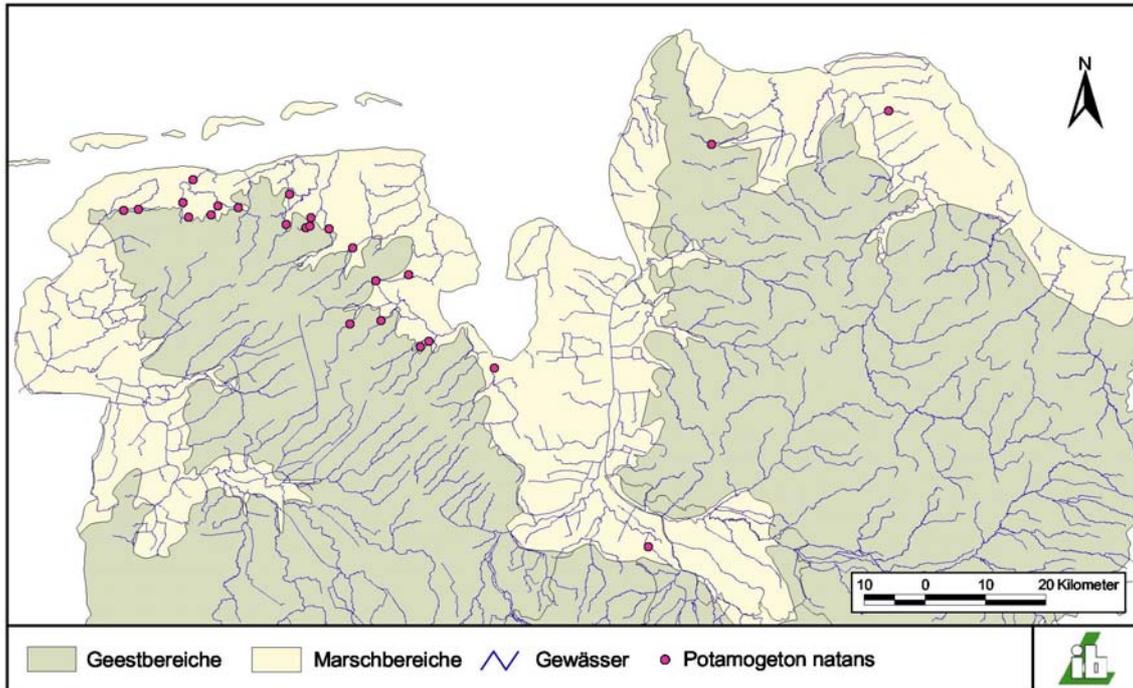


Abbildung 8: Schwimmendes Laichkraut (Potamogeton natans)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) ist aus der gesamten Gattung *Potamogeton* die Art mit der größten Toleranz gegenüber unterschiedlichen Habitatbedingungen und entsprechend weit verbreitet. Die Art ist eine der vier kennzeichnenden Arten der *Sparganium-emersum* Gesellschaft und bezeichnet damit einen für langsam fließende, meist mehr oder weniger nährstoffreiche Gewässer des Tieflandes charakteristischen Vegetationstyp. Sie ist charakteristisch in eher flachen, eutrophen, stehenden oder langsam fließenden Gewässern und kann bei geeigneten Bedingungen monodominante Massenbestände bilden. Auch schnell fließende Gewässer werden besiedelt, in klaren Stillgewässern werden 6 m Tiefe erreicht (Preston 1995). Wasserstandsschwankungen werden gut vertragen (Casper & Krausch 1980), bei Austrocknung können Landformen das zeitweilige Überdauern sichern. Gräben stellen dagegen keinen typischen Lebensraum dar.

Das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) wurde in 12 % der Probestellen bei einer durchschnittlichen ELF von 770 μS festgestellt und ist damit auch in der Marsch das häufigste Großlaichkraut, obwohl es aufgrund der Schwimmblatt-geprägten Wuchsform den Nymphaeiden zugeordnet wird. Auffällig ist der Verbreitungsschwerpunkt in Ostfriesland bei einer deutlichen Bevorzugung von mittelbreiten Gewässern in Geestnähe (durchschnittliche 1,3 km Entfernung).

6.1.3 Großlaichkräuter (Magnopotamiden)

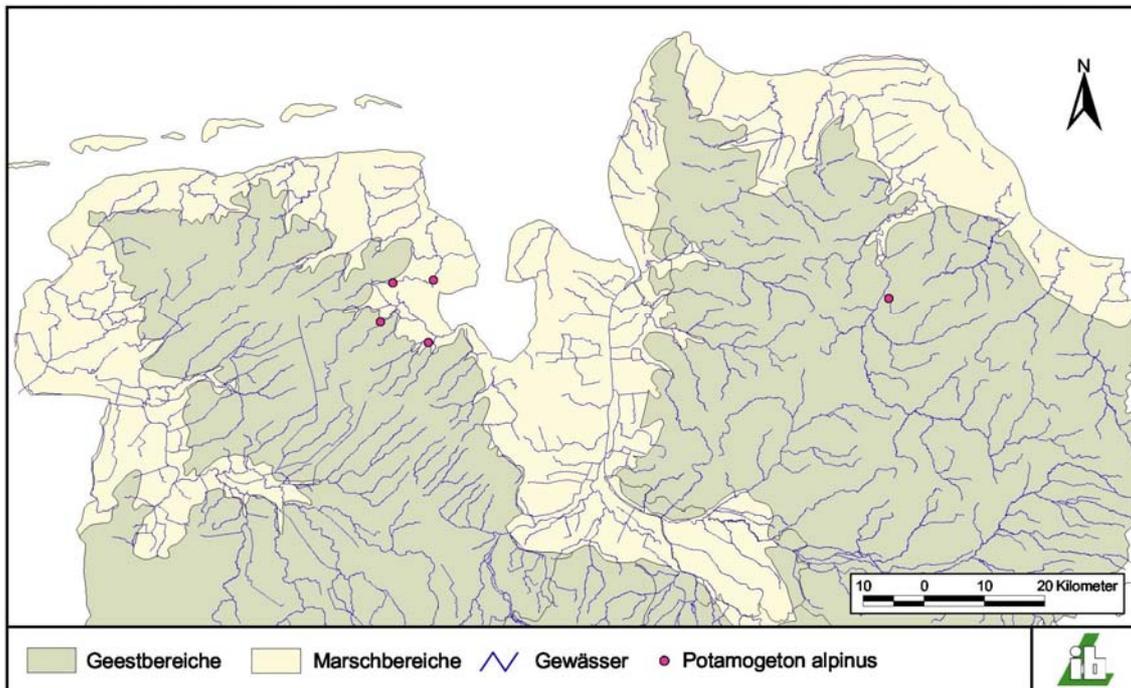


Abbildung 9: Alpen-Laichkraut (Potamogeton alpinus)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Das Alpen Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) hat einen Verbreitungsschwerpunkt in flachen, stehenden und fließenden Gewässer oft über schlammigem oder torfigem Substrat (Preston 1995). In Niedersachsen ist das Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) besonders im Tiefland verbreitet, es fehlt nach Garve (1994) aber weitgehend in den Marschgebieten. Wessel (1858) nennt „Gräben der Meeden²“ als Wuchsort, Alpers (1875b) nennt sie für den Bassenflether Aussendeich (Stade), van Dieken (1970) führt an: „im Meedengebiet zerstreut, in Gräben und Bächen der Meeden häufig, bei Hopels im alten Tief, wird seltener.“

Die von Casper & Krausch (1980) angeführte Konzentration auf meist klares, nährstoff- und kalkarmes Wasser gilt zumindest nicht für Niedersachsen (Herr et al. 1989). Aufgrund der Bildung zahlreicher Sprossknospen, aus denen die Pflanzen im Frühjahr wieder austreiben, kann das Alpen-Laichkraut auch regelmäßige Unterhaltungsmaßnahmen an Gewässern gut vertragen (Brux et al. 1988). Viele in Niedersachsen früher vorhandene Wuchsorte sind in den letzten 25 Jahren erloschen, zumindest in einigen Fällen ist ein Zusammenhang mit beeinträchtigtem Lichtklima wahrscheinlich. Die Ansprüche sind diesbezüglich augenscheinlich höher als z.B. beim Schwimmenden Laichkraut (Brux 2006).

Das Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) zeigt einen lokalen Verbreitungsschwerpunkt in durchschnittlich 1 km von der Geest entfernten Probestellen westlich

² Meeden = Feucht- und Nasswiesen, Marschland, weiträumige, überwiegend baumlose als Grünland genutzte Gebiete zwischen Geestrand und Marsch (Medland= Mähland)

des Jadebusens. Die Art war vor 20 – 30 Jahren in Marschgewässern noch deutlich weiter verbreitet. Van Dieken (1970) merkte bereits einen Rückgang an, die früheren Vorkommen in der Stader Marsch sind wahrscheinlich erloschen.

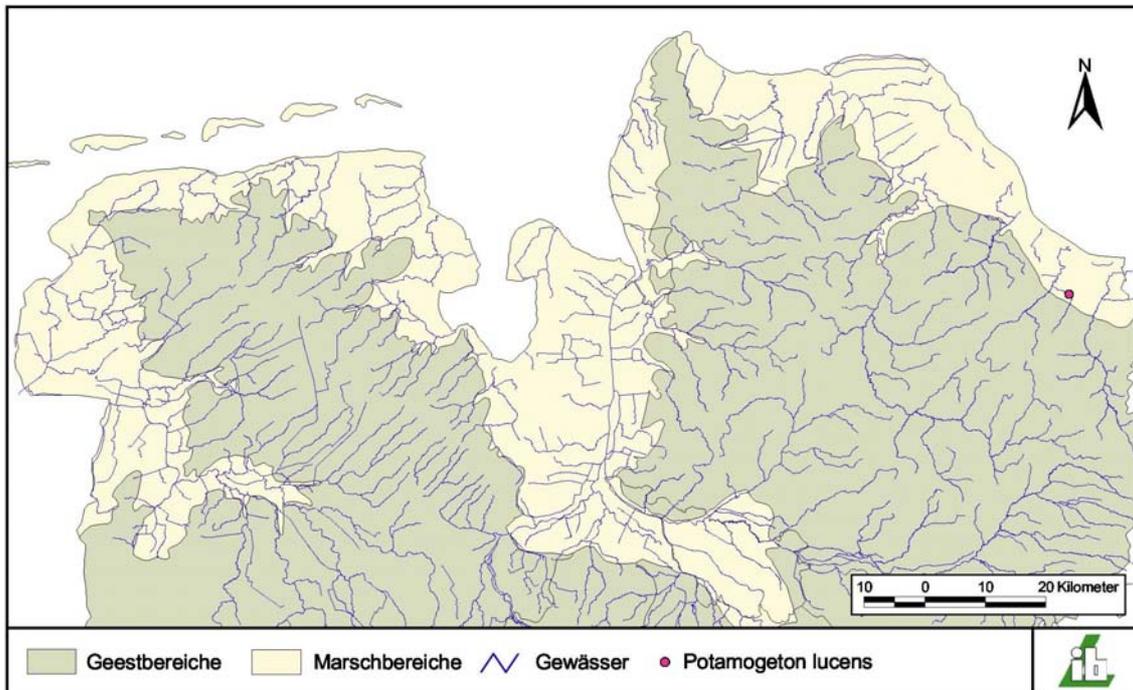


Abbildung 10: Glänzendes Laichkraut (Potamogeton lucens)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Das Glänzende Laichkraut (*Potamogeton lucens*) bevorzugt nach Preston (1995) als Art des Tieflandes tiefe und kalkreiche Gewässer. Die Art tritt in Niedersachsen vor allem in stehenden und langsam fließenden Gewässern in den Niederungsgebieten im Tiefland, z.B. entlang der Flüsse Jeetzel, Aller, Meerbach, Weser, Hunte, Ems und Vechte auf (Garve 1994).

Die Art kann als typisches Großlaichkraut der Marsch gelten. Sie wurde bereits paläobotanisch in der prähistorischen Siedlung Feddersen Wierde nachgewiesen (Körber-Grohne 1967), Alpers (1875a) fand sie in der Schwinge, Dierßen (1996) beschreibt das *Potamogeton lucentis* anhand eines Beispiels mit einem Massenbestand in einem Marschgraben in Tønder, SW-Jütland, Dänemark. Er weist darauf hin, dass diese Art lichtbedürftig ist und als mesotraphentes Laichkraut in Dänemark nach vorübergehender Förderung durch Anstieg der Nährstoffgehalte nun aufgrund von Hypertrophierung zurück geht. Als typische Begleiter nennt Dierßen (1996) das Alpen-Laichkraut, das Schwimmende und Stumpfbältrige Laichkraut sowie das Gemeine Hornkraut. Pedersen (1976) weist auf die Salztoleranz hin und nennt in Dänemark Wuchsorte in Meeresbuchten. Eine gewisse Salztoleranz ist auch aus den anderen Fundortangaben abzuleiten.

Wuchsorte des Glänzenden Laichkrautes (*Potamogeton lucens*) finden sich auch in niedersächsischen Geestniederungen in eutrophen Gewässern, die sich mit Marschgewässern vergleichen lassen. Als Beispiel sei auf die Alte Hunte am Dümmer

und den Hemmelsbäker Kanal bei Oldenburg verwiesen, wo das Glänzende Laichkraut zeitweise große Bestände bildete und seit einigen Jahren, vermutlich aufgrund zunehmender Gewässertrübung, nicht mehr festgestellt wurde (Herr et al. 1989, Brux 2006).

Bei der Erhebung 2005 wurde das früher in der Marsch deutlich häufigere Glänzende Laichkraut (*Potamogeton lucens*) nur einmal festgestellt (Landkreis Stade im geestnahen (1,3 km Entfernung) Mühlenbach (M 138)).

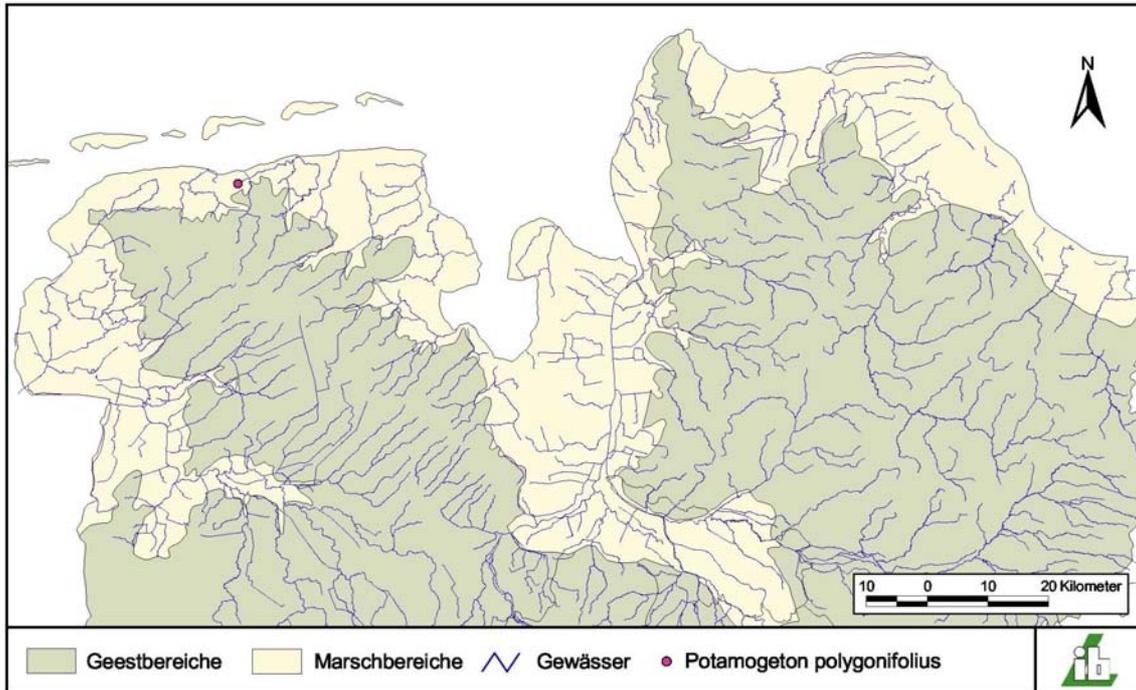


Abbildung 11: Knöterich-Laichkraut (*Potamogeton polygonifolius*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 2 (stark gefährdet)

Typische Lebensräume des Knöterich-Laichkrauts (*Potamogeton polygonifolius*) sind nach Preston (1995) flache Bereiche in oligotrophen Gewässern, oft in bzw. in der Nähe von Mooren. Die Art besiedelt auch nasse terrestrische Habitate wie Torfmoos-Rasen (allerdings nicht in Niedersachsen).

Das Knöterich-Laichkraut (*Potamogeton polygonifolius*) kommt vor allem im nördlichen Niedersachsen, mit Schwerpunkten u.a. in der Lüneburger Heide, Ostfriesland und dem Emsland, vor. Typische Habitate sind basenarme, oligo- und mesotrophe stehende oder langsam fließende Gewässer über Sand, Schlamm und Torf (Garve 1994). Alpers (1875b) nennt ein Vorkommen bei Schiffdorf, van Dieken (1970) „Gräben, Teiche, Seen der Marsch, Geest, Niederungsmoor“. Trotzdem ist davon auszugehen, dass Marschgewässer in der Regel keinen geeigneten Lebensraum für das Knöterich-Laichkraut darstellen, da die typischen Habitate (basenarme, oligo- und mesotrophe Gewässer) fehlen. Die die Art in der Regel keine tiefer im Sediment verlaufenden Horizontalprossen (Brux 2006, van de Weyer 1997) ausbildet, ist sie durch bis ins Sediment reichende Unterhaltungsmaßnahmen gefährdet.

Das Knöterich-Laichkraut wurde 2005 nur einmal in der Neuen Dilft (M66) in Ostfriesland festgestellt, einem schmalen geestnahen (1,3 km) und küstennahen (2,1 km) 4 m breiten, flachen (0,3 m tief) Gewässer (neue Dilft, M66) mit geringer Leitfähigkeit (300 μ S) und Moor-Einfluss Auffällig war ein torfiges Substrat und das Vorhandensein von Eisenocker im Wasser.

6.1.4 Kleinlaichkräuter (Parvopotamiden)

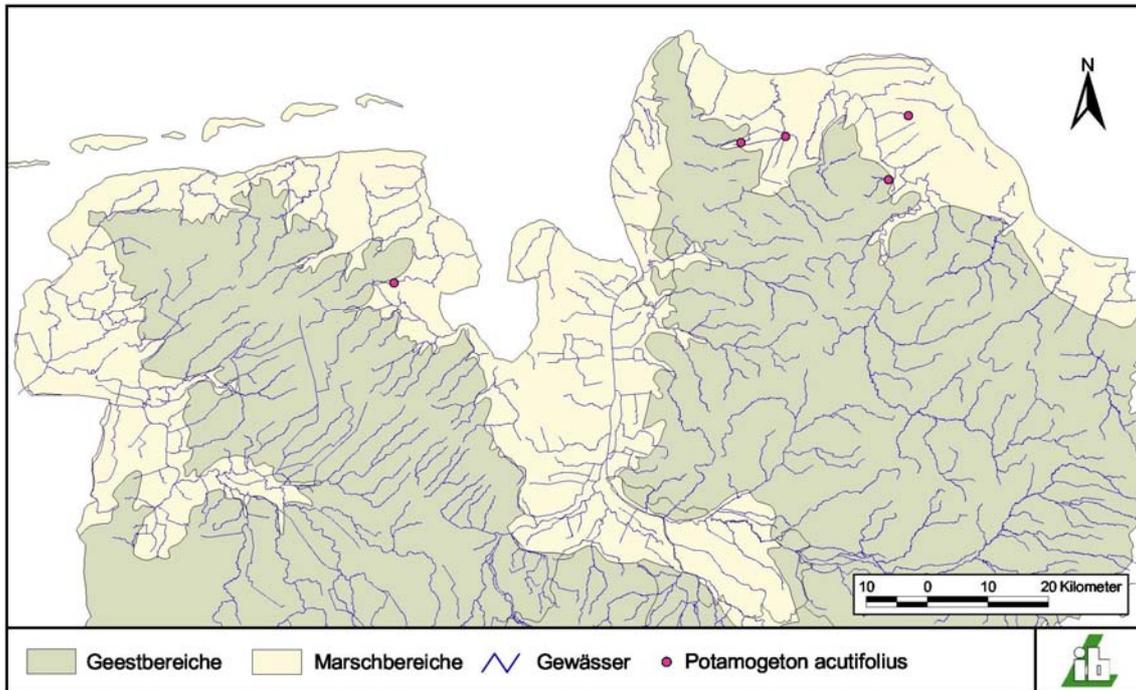


Abbildung 12: Spitzblättriges Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Das Spitzblättrige Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*) ist eine charakteristische Art flacher und artenreicher Entwässerungsgräben der Marsch (Preston 1995, Christiansen 1953). In Niedersachsen ist die Art nur im Tiefland verbreitet und kommt vor allem im westlichen Ostfriesland sowie den Marschen der Unterweser und Unterelbe vor (Garve 2004). Die Art ist salzertragend, meidet jedoch stark eutrophe Gewässer. Sie kommt zusammen mit verschiedenen Schwimmblatt- bzw. Laichkrautarten vor (Casper & Krausch 1980).

Für Ostfriesland bezeichnet Wessel (1858) *Potamogeton acutifolius* „seltener als *P. compressus*“, auch Garve (1994) führt dies an. Van Dieken (1970) nennt „Gräben und Teiche der Marsch und Meeden“ als hauptsächliche Wuchsorte.

Die 2005 festgestellte Verbreitung des Spitzblättrigen Laichkrautes zeigt, dass auch geestfernere Marschgewässer besiedelt werden. Hierfür ist Probestelle M80 (Brucher Schleusenfleth) ein gutes Beispiel, wo die Art zusammen mit Wasserpest, Berchtold-Zwerg-Laichkraut und Haarförmigem Laichkraut, Hornkraut, Wasserschlauch und Froschbiss die artenreiche Makrophyten-Vegetation prägt.

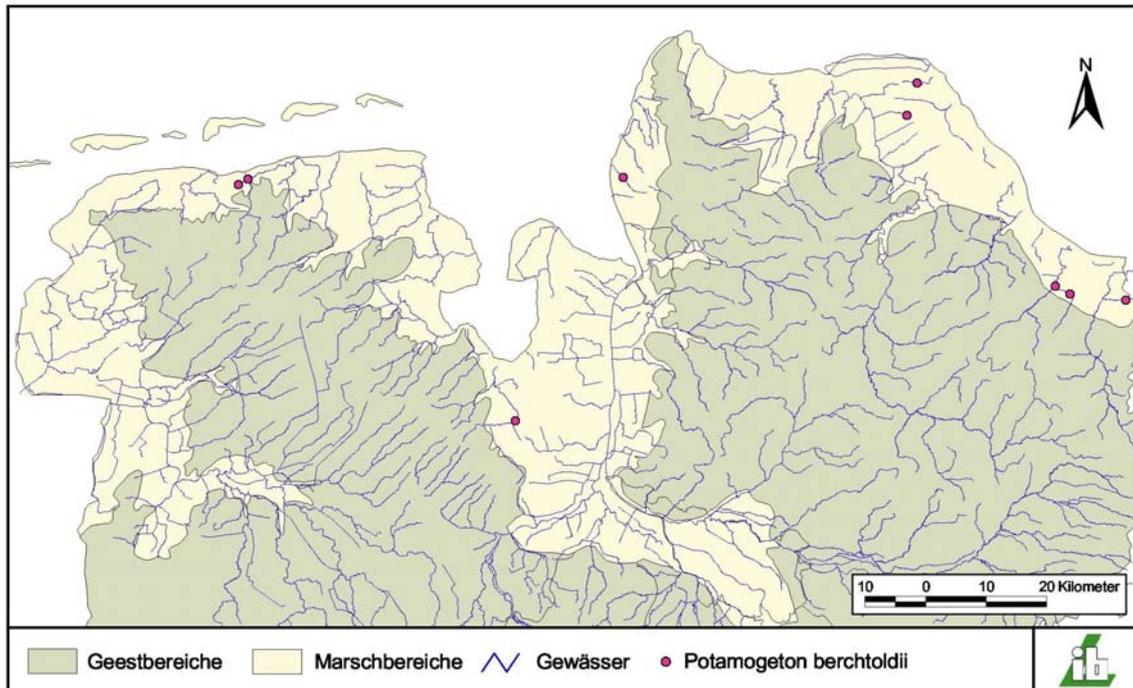


Abbildung 13: Berchtold-Zwerg-Laichkraut (Potamogeton berchtoldii)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Berchtold-Zwerg Laichkraut (*Potamogeton berchtoldii*) ist in Nordwestdeutschland weit verbreitet und besiedelt sehr unterschiedliche Typen der Stillgewässer und langsam fließenden Gewässer. Nach Preston (1995) fehlt es vielfach in oligotrophen Gewässern und tritt bei erhöhten Salzgehalten kaum noch auf. Casper & Krausch (1980) sehen einen Schwerpunkt in stehenden oder langsam fließenden, basen- und nährstoffreichen, eutrophen, oft verschmutzten Gewässern tieferer Lagen, die oftmals eine geringe Größe aufweisen. Der Lichtbedarf ist offenbar geringer als z.B. der des Alpen-Laichkrautes (Brux 2006).

Diesen Charakteristika entspricht die 2005 festgestellte Verbreitung nur teilweise. Das Berchtold-Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton berchtoldii*) ist eine der wenigen Parvopotamiden mit rezenter Verbreitung in der geestfernen Marsch. Der anhand der Erhebung 2005 ermittelte durchschnittliche Wert der ELF für Gewässer mit dem Berchtold-Zwerg Laichkraut lag mit 990 μS in einem hohen Bereich (Maximum bei 4.000 μS in der Misselwarder Wasserlöse, M157). Das Berchtold-Zwerg Laichkraut gehört damit zur typischen Marschgewässervegetation.

Anzumerken ist, dass Herr & Wiegleb 1984 das Berchtold-Zwerg-Laichkraut und das Zwerg-Laichkraut nicht getrennt darstellen, da beide Arten schwierig zu unterscheiden sind. Garve (2004) führt dagegen ebenso wie Casper und Krausch (1980) sowie Preston (1995) beide Arten auf. Zu berücksichtigen ist, dass die Daten aufgrund der morphologischen Ähnlichkeit beider Arten unsicher sein können.

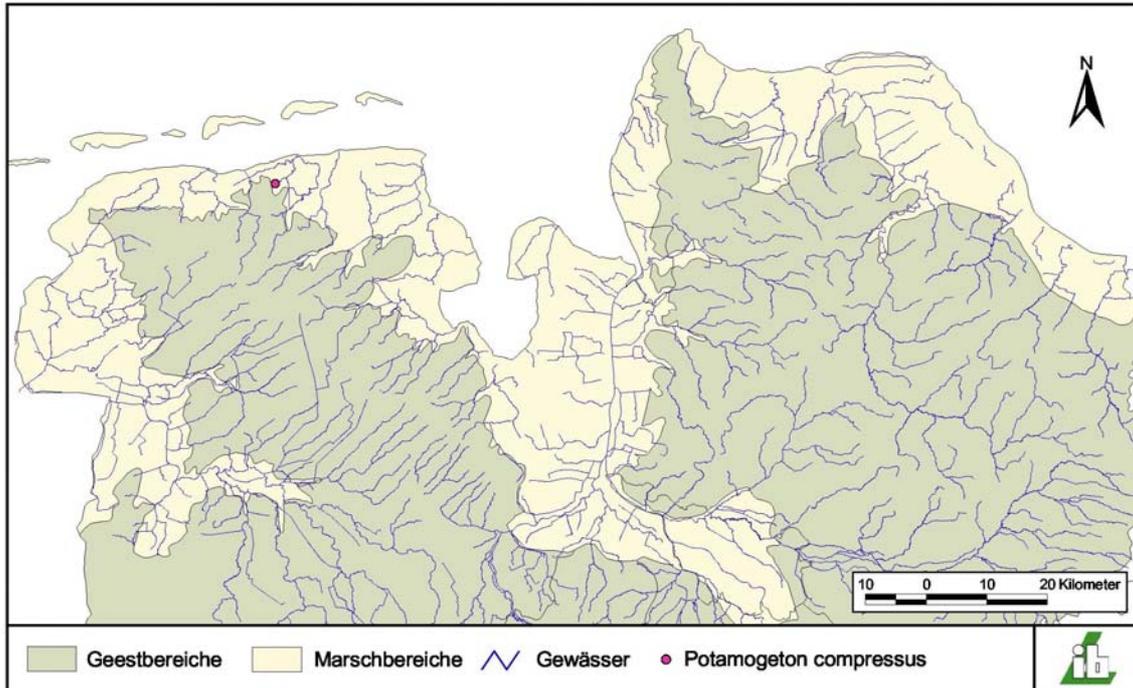


Abbildung 14: Flachstängeliges Laichkraut (Potamogeton compressus)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Das Flachstängelige Laichkraut (*Potamogeton compressus*) kommt in Seen, Teichen, Altwässern und Kanälen in vorwiegend stehendem, basen- und nährstoffreichem bis leicht verschmutztem Wasser vor (Casper & Krausch 1980). Es ist eine charakteristische Art flacher und artenreicher Entwässerungsgräben der Marsch (Preston 1995) und kommt in Niedersachsen vor allem in eutrophen, basenreichen, stehenden oder langsam fließenden Gewässern vor. Verbreitungsschwerpunkte sind Gräben der Niederungsgebiete, Marschen an der Unterems einschließlich Leda und Jümme, Hunte, Wümme und Hamme sowie die Lkr. Cuxhaven und Stade (Garve 1994). Nach Herr & Wiegleb (1984) ist diese Art in Niedersachsen auf das Tiefland beschränkt und hier wieder auf Gewässer mit dem geringsten Gefälle (Marsch- und Moorniederungen).

Bei der Erhebung 2005 wurde das Flachstängelige Laichkraut (*Potamogeton compressus*) nur an einer Probestelle (Margenser Tief, M 61, 4 m breit, ELF 600 μ S) in Geestnähe festgestellt³. Trotzdem ist das Flachstängelige Laichkraut (*Potamogeton compressus*) als typische Art der Marschgewässer anzusehen.

³ Es fand sich jedoch in der Nähe von Probestellen in Gräben

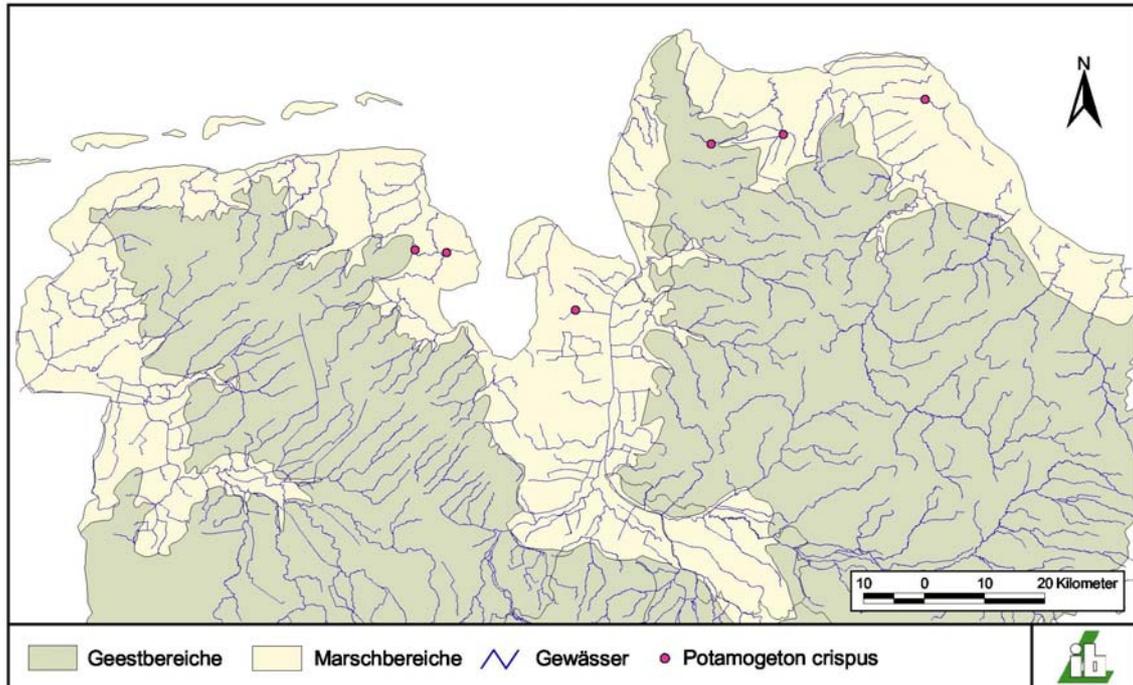


Abbildung 15: Krauses Laichkraut (Potamogeton crispus)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) kann vor allem Habitate in eutrophen und meso-eutrophen Gewässern besiedeln (Preston 1995). Es gilt als unempfindlich gegenüber organischen Belastungen und kommt in basen- und nährstoffreichen, oft verschmutzten, stehenden und langsam fließenden Gewässern vor (Casper & Krausch 1980).

Pedersen (1976) beschreibt Wuchsorte in Meeresbuchten, die Salzgehalte von 2 bis 3 ‰ aufwiesen. Lantzius-Baninga (1849, zit. in van Dieken) bezeichnet es als häufig für Gräben der Geest und Marsch.

Die 2005 festgestellte Verbreitung zeigt mehrere Wuchsorte in geestfernen Marschgewässern, wobei auch trübe Gewässer besiedelt werden. Als Probestelle mit der höchsten Deckung (30%) erwies sich mit dem geestfernen Abbehauser Sieltief auch das Gewässer mit der höchsten Leitfähigkeit (2.700 μS), der durchschnittliche Wert für Gewässer mit Krausem Laichkraut lag bei der Erhebung 2005 mit 1.200 μS im hohen Bereich.

Das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) kann als typische Art der (breiten) Marschgewässer angesehen werden und toleriert leicht erhöhte Salzgehalt.

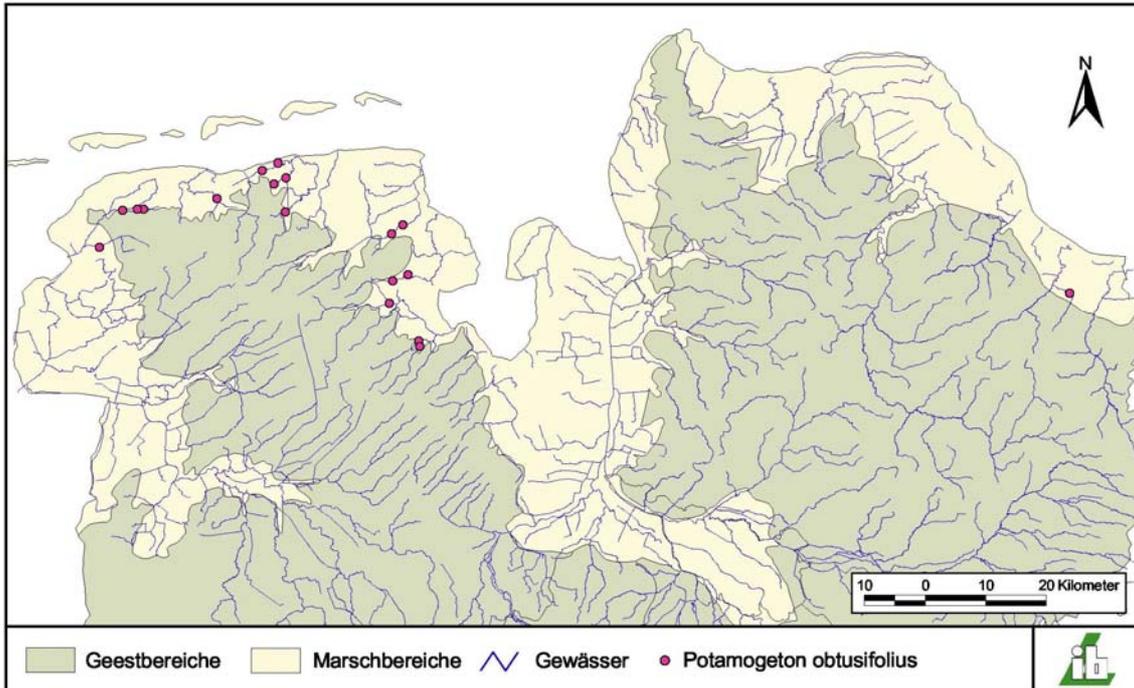


Abbildung 16: Stumpfbältriges Laichkraut (*Potamogeton obtusifolius*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Das Stumpfbältrige Laichkraut (*Potamogeton obtusifolius*) ist nach Preston (1995) weit verbreitet und tritt oft lokal gehäuft vor allem in Stillgewässern auf. Ähnlich wie beim Alpen-Laichkraut sind neutrale bis leicht saure Gewässer über anorganischen oder torfigen Substraten typisch. Die Art kommt in Niedersachsen meist in nährstoffreichen stehenden Gewässern im Tiefland vor (Garve 1994). Ihr Schwerpunkt liegt nach Casper & Krausch (1980) in mäßig nährstoffreichen Gewässern auf Schlammböden. Nach Pedersen (1976) werden Salzgehalte bis zu 20 ‰ vertragen, wie er anhand von Vorkommen in Schweden belegt. Der Durchschnittswert der ELF lag bei der Erhebung 2005 jedoch bei nur 520 μS , das Maximum bei 800 μS .

Das Stumpfbältrige Laichkraut (*Potamogeton obtusifolius*) wurde 2005 fast ausschließlich westlich der Weser festgestellt. Mit einer durchschnittlichen Entfernung zur Geest von 1 km bevorzugt die Art geestnahe Bereiche. Nach van Dieken (1970) war die Art „in den Gräben der Meeden einst verbreitet, neuerdings ist sie selten“.

Zumindest regional ist das Stumpfbältrige Laichkraut (*Potamogeton obtusifolius*) zum typischen Inventar der Marschgewässer zu zählen.

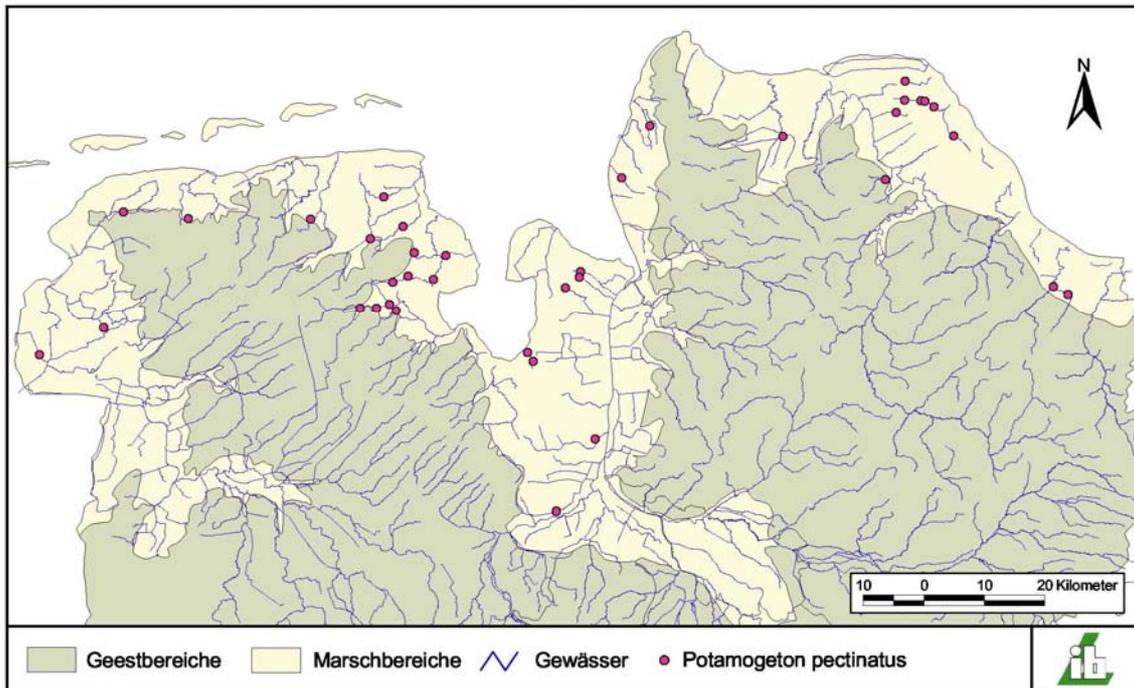


Abbildung 17: Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*)

Das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) ist die *Potamogeton*-Art mit der größten Salztoleranz und in mesotrophen sowie oligotrophen Habitaten meist nicht anzutreffen (Preston 1995).

Die Art kann in brackige Gewässer vordringen und hat ihren Schwerpunkt in der geestfernen Marsch. Nach Pedersen (1976) werden Salzgehalte bis 10 ‰ vertragen (dies trifft auch für *Zannichellia palustris* zu). Der Durchschnittswert der ELF lag 2005 bei 1.410 µS, das Maximum bei 3.000 µS.

Die zum Vergleich dargestellte landesweite Verbreitungskarte (bezogen auf Fließgewässer (Herr 2004), siehe Abbildung 18) zeigt, dass das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) im Binnenland seinen Schwerpunkt in belasteten Gewässern hat. Schon 1849 bezeichnet Lantzius-Beninga (zit. in van Dieken 1970) das Kamm-Laichkraut als „am häufigsten auf der Marsch“. Auch in Hydrogencarbonat-reichen Gewässern der Börde ist die Art häufig (Herr et. al 1989).

Das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) gehört in geestfernen Marschgewässern zum typischen Inventar. Bei Vorkommen über 20% Deckung ist die Art vor allem als Störzeiger zu betrachten. Das Kamm-Laichkraut rechnet zu den wenigen Arten, die in Gewässern mit höheren Salzgehalten vorkommen kann.

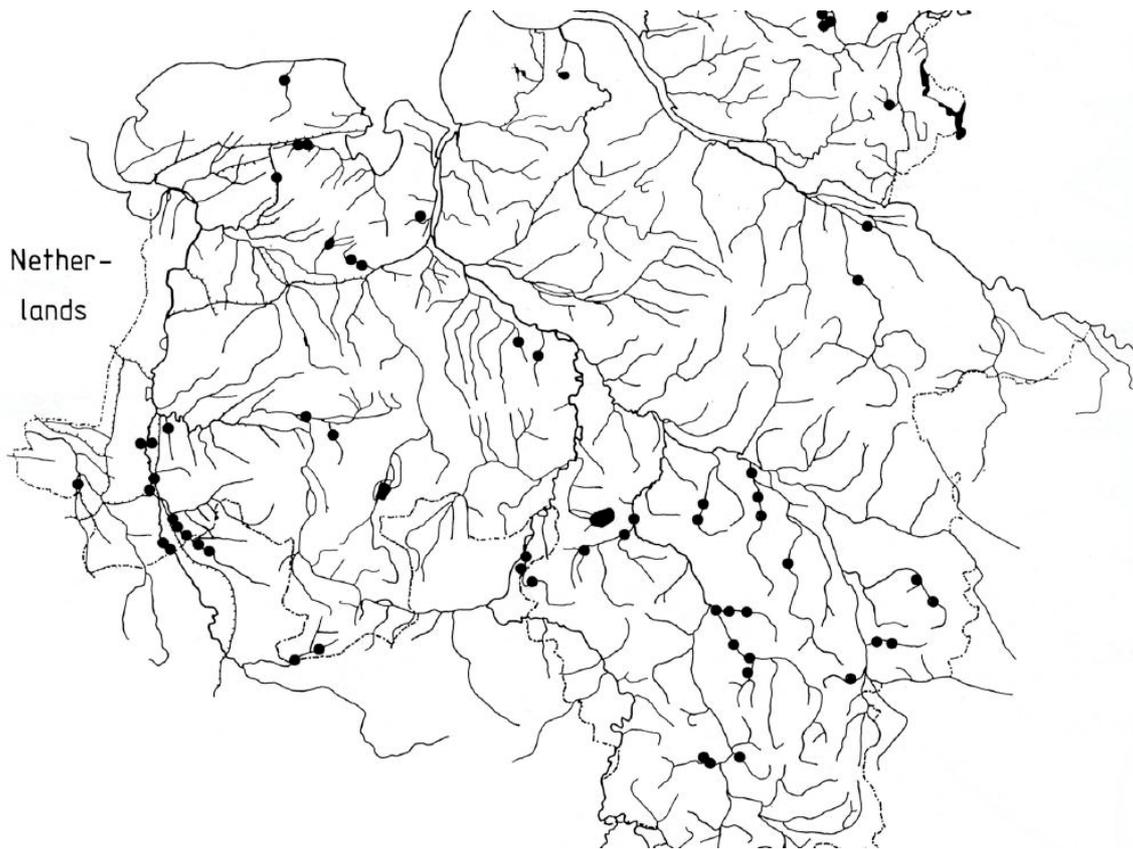


Abbildung 18: Potamogeton pectinatus in Niedersachsen (aus Herr 2004)

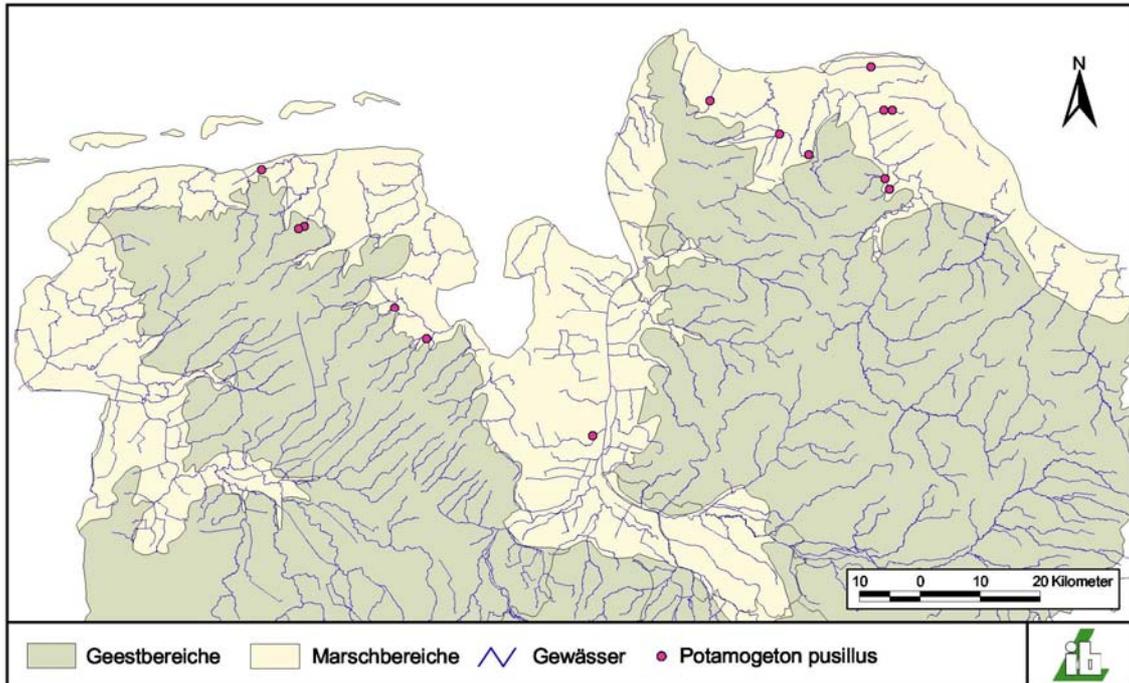


Abbildung 19: Zwerg-Laichkraut (Potamogeton pusillus)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) besiedelt sehr unterschiedliche Habitate wie Seen, Küsten-Lagunen, Flüsse, Kanäle und Gräben. Nach Preston (1995) hat es ähnliche ökologische Ansprüche wie das Berchtold-Zwerg-Laichkraut, es ist jedoch deutlich toleranter gegenüber Salzeinfluss und kommt häufiger in eutrophen Gewässern vor.

Die Ergebnisse der Erhebung bestätigen diese Aussagen nicht. Bei den 2005 erhobenen Daten zeigte sich das Zwerg-Laichkraut mit durchschnittlich 2,5 km Entfernung als deutlich geestnäher als das Berchtold-Zwerg-Laichkraut mit durchschnittlich 5,4 km Entfernung zur Geest. Der Durchschnittswert der ELF lag 2005 bei 600 μS , das Maximum bei 2.400 μS .

Anzumerken ist, dass Herr & Wiegleb 1984 das Berchtold-Zwerg-Laichkraut und das Zwerg-Laichkraut nicht trennen, da beide Arten schwierig zu trennen sind. Garve (2004) führt dagegen ebenso wie Casper und Krausch (1980) sowie Preston (1995) beide Arten auf. Zu berücksichtigen ist, dass aufgrund der Verwechslungsgefahr ältere Daten unsicher sein können.

Das Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) ist zum typischen Inventar der Marschgewässer zu zählen.

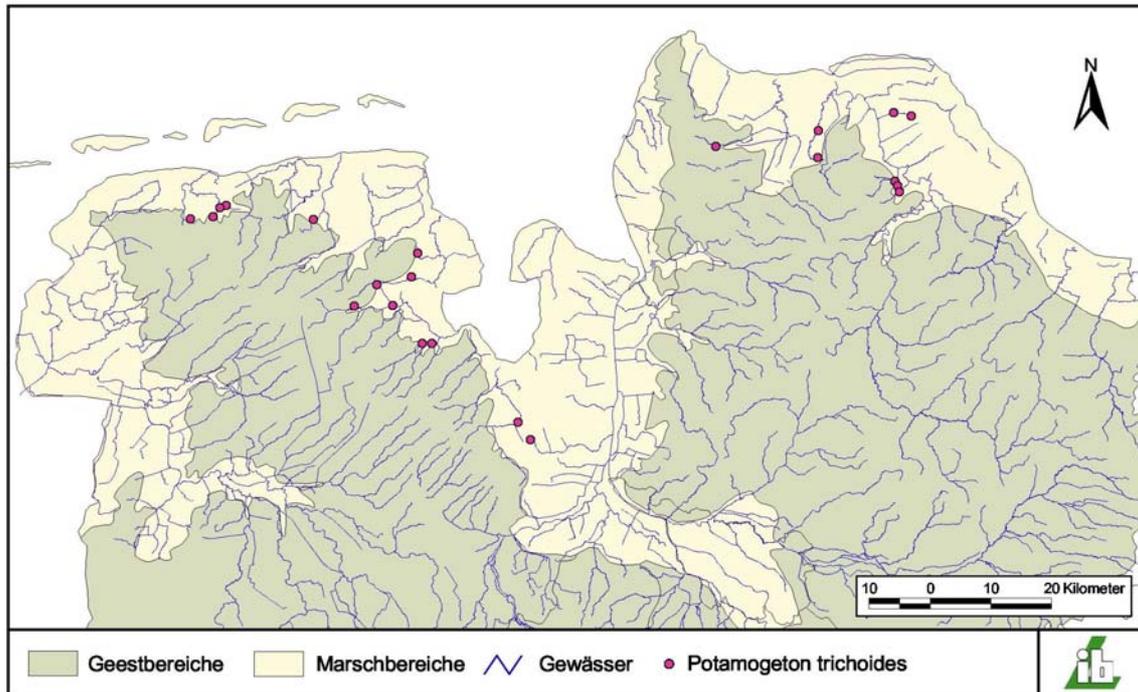


Abbildung 20: Haarförmiges Laichkraut (*Potamogeton trichoides*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das haarförmige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*) ist gegenüber Eutrophierung tolerant, es besiedelt eine große Spannbreite von Habitaten und ist oft zusammen mit der Wasserpest (*Elodea spec.*) vergesellschaftet. Die Art kann nach Gewässerunterhaltung als Pionierart auftreten (Preston 1995). Sie kommt bevorzugt in seichten, stehenden bis schwach fließenden, basenreichen, meso-eutrophen Gewässern im Tiefland vor und ist ausgesprochen windscheu (Casper & Krausch 1980).

Bei den 2005 erhobenen Daten verhielt sich das Haarförmige Laichkraut mit einer durchschnittlichen Entfernung von 2,7 km zur Geest ähnlich wie das Zwerg-Laichkraut. Der Durchschnittswert der ELF lag 2005 bei 600 μ S, das Maximum bei 600 μ S. Auffällig ist die hohe durchschnittliche Deckung von 16 %. Das Maximum der Deckung lag bei 80 % im Reepsholter Tief.

Das haarförmige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*) ist, ähnlich wie Zwerg- und Kiammlaichkraut, zum typischen Inventar der Marschgewässer zu zählen. Massenvorkommen in geestnahen Bereichen können auf Störungen hinweisen.

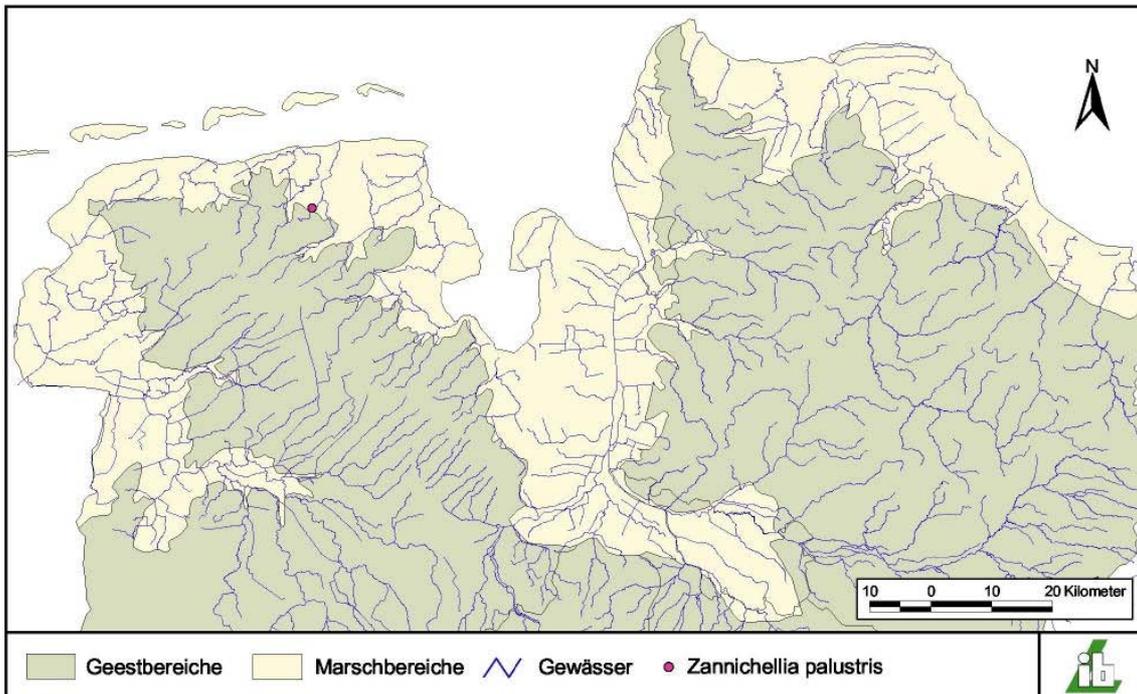


Abbildung 21: Teichfaden (*Zannichellia palustris*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): V (Vorwarnliste)

Der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) kommt bevorzugt in stehenden bis fließenden, basen- und nährstoffreichen, oft verschmutzten, süßen und brackigen Gewässern vor (Casper & Krausch 1980).

2005 wurde diese Art nur in einer Probestelle (Abenser Leide, M 50) festgestellt, einem im untersuchten Bereich 7 m breiten Gewässer. Das Wasser war mit einer ELF von 310 μS als süß anzusprechen. Feder & Schäfer (2003) geben den Teichfaden für nicht näher bez. Gewässer bei Carolinensiel an.

Anhand von Literaturangaben ist der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) als typische Art der Marschgewässer anzusehen.

6.1.5 Vallisneriden

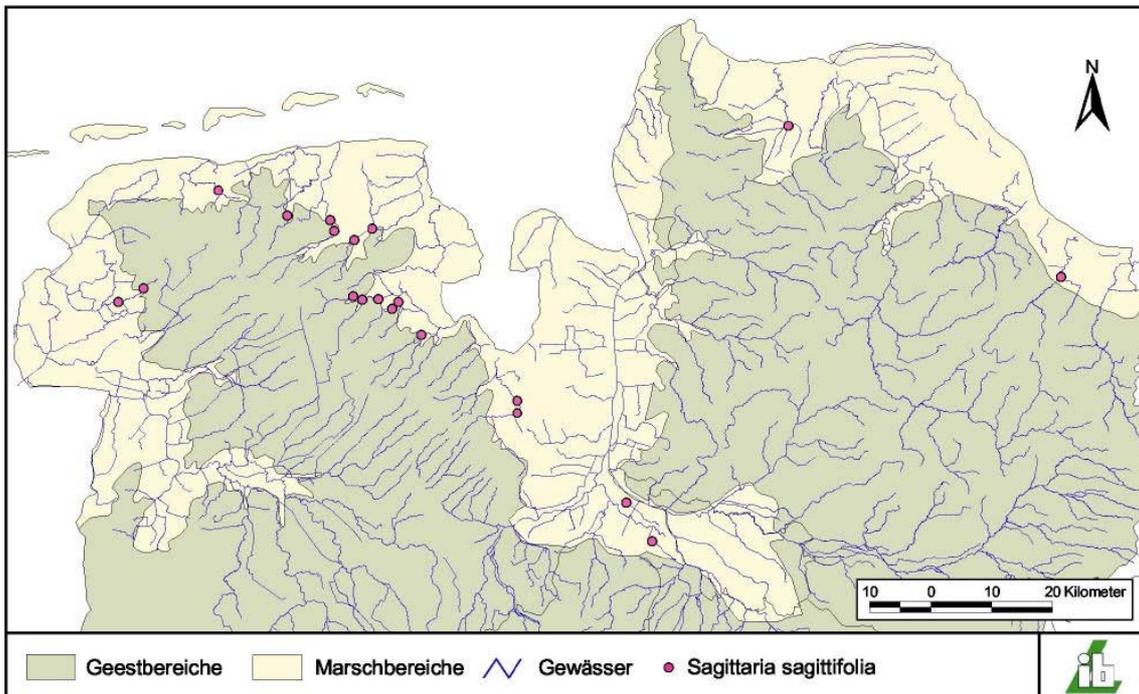


Abbildung 22: Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) kommt in meist langsam fließenden oder stehenden, kalk- und nährstoffreichen Gewässern vor und erträgt starke Wasserstandschwankungen (Casper & Krausch 1980). Die Art kann sowohl als gänzlich untergetauchte Form vorkommen als auch mit aus dem Wasser ragenden Blättern im Pfeilkrautröhricht. Typisch sind Wuchsorte am Gewässerrand.

Bei der 2005 durchgeführten Erhebung kam das Pfeilkraut in 9,5 % der Probestellen vor, die eine durchschnittliche Entfernung von 1,0 km zur Geest und eine meist geringe Deckung (durchschnittlich 3 %) aufwiesen. Der Durchschnittswert der ELF lag bei ca. 490 μS , das Maximum bei 1.200 μS . Auffällig war, dass die Art vor allem in breiteren Gewässern (durchschnittlich 11 m) in Ufernähe vorkam.

Das Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) ist als typische Art geestnaher, meist breiter Marschgewässer anzusehen.

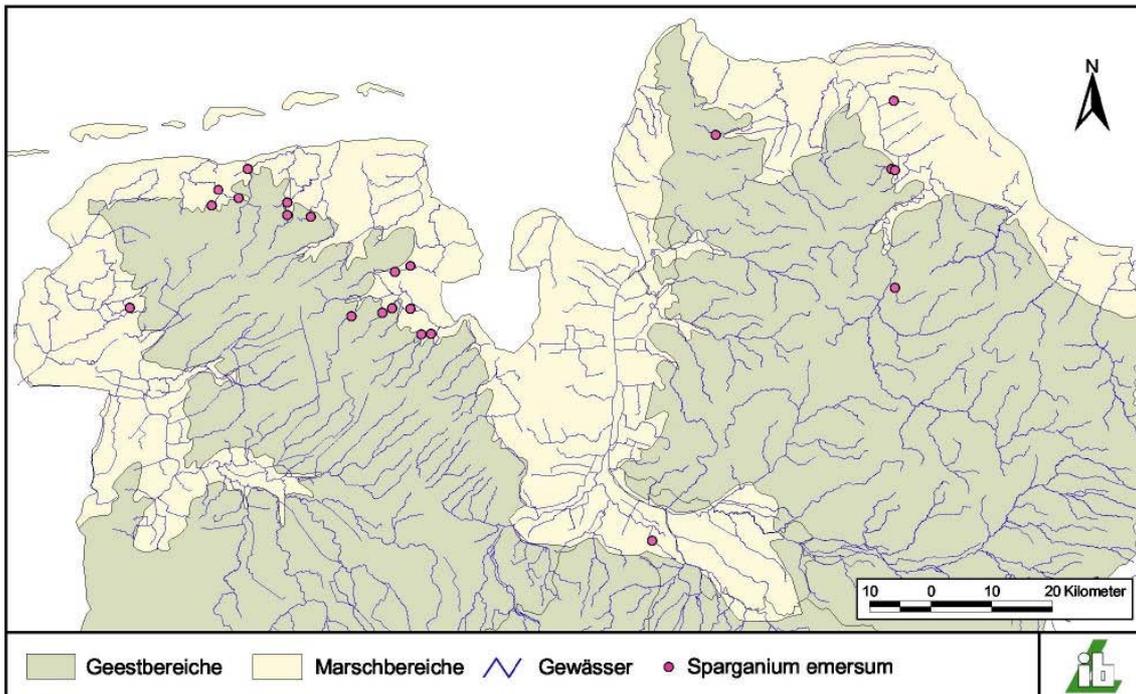


Abbildung 23: Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Der einfache Igelkolben (*Sparganium emersum*) kommt in träge bis schnell fließenden oder klaren, basenreichen Gewässern vor und erträgt Trockenfallen. Er fehlt im Brackwasser (Casper & Krausch 1980). Typisch sind Wuchorte am Gewässerrand.

Im Jahr 2005 wurde der einfache Igelkolben in 10,5 % der Probestellen festgestellt. Die Probestellen wiesen eine durchschnittliche Entfernung von 0,5 km zur Geest und eine mittlere durchschnittliche Breite (6 m) bei meist sehr geringer Deckung (durchschnittlich 0,5 %) auf. Der Durchschnittswert der ELF lag bei 600 μS , das Maximum bei 1.200 μS .

Der einfache Igelkolben ist die namensgebende Art der *Sparganium-emersum* Gesellschaft und als typische Art geestnaher Marschgewässer anzusehen. Die Art kann auch am Ufer überdauern und ist daher gegenüber Unterhaltungsmaßnahmen weniger empfindlich.

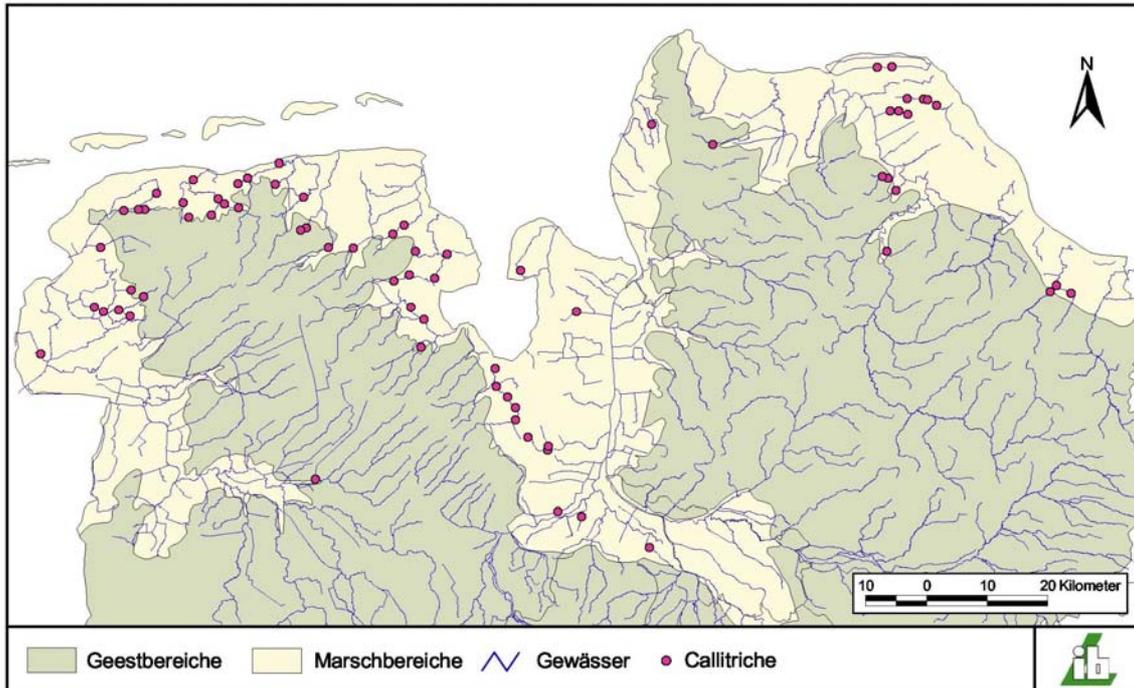


Abbildung 24: Sumpf-Wasserstern (*Callitriche palustris* agg.)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Bis auf den (in Niedersachsen ausgestorbenen) Herbstwasserstern (*C. hermaophroditica*) gehören alle Wasserstern-Arten zur Artengruppe Sumpf-Wasserstern (*Callitriche palustris* agg.). Sie sind daher und aufgrund der teilweise kritischen Artbestimmung in Abbildung 24 zusammen gefasst.

Der Sumpf-Wasserstern (*Callitriche palustris* agg.) ist in Marschgewässern weit verbreitet und wurde nur in sehr geestfernen Bereichen (z.B. Butjadingen) nicht mehr festgestellt.

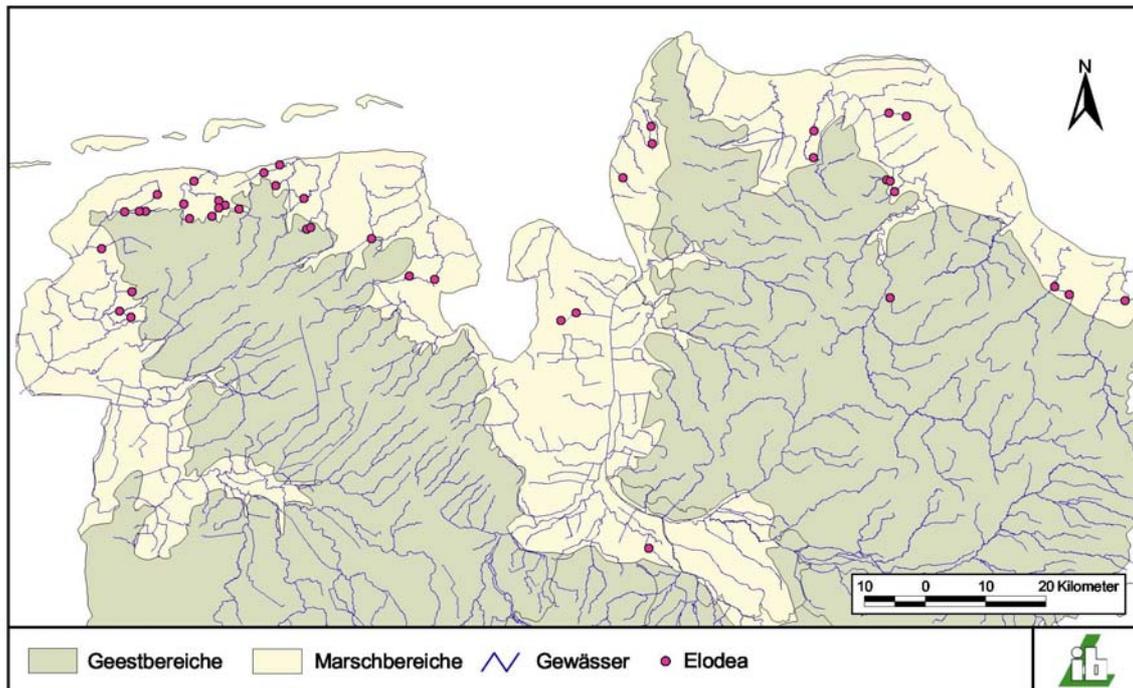


Abbildung 25: Kanadische/Nutalls Wasserpest (*Elodea canadensis*, *E. nuttallii*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) breitete sich als Neophyt seit ca. 150 Jahren aus („seit 1869 vom Alten Land bis nach Stade vorgerückt, viele Gräben vollständig füllend“ (Alpers 1875a), „seit 1875 von der Delme aus verbreitet“ (van Dieken 1970)) und ist in der Marsch zusammen mit der Schmalblättrigen Wasserpest (*E. nuttallii*) seit langem etabliert.

Die Wasserpest tritt in stehenden und fließenden, basen- und nährstoffreichen Gewässern auf, wobei die Schmalblättrige Wasserpest auch brackige Verhältnisse besiedeln kann (Casper & Krausch 1980). Bei der Erhebung 2005 zeigten sich beide Arten auch in geestfernen Marschgewässern verbreitet, wobei die Schmalblättrige Wasserpest halb so oft auftrat wie die Kanadische Wasserpest. Auffällig ist, dass beide Arten im Durchschnitt über 10 % Deckung aufwiesen. Dies wird durch wenige Probestrecken mit Massenvorkommen verursacht, wie die Betrachtung des Medians (4 % für die Kanadische Wasserpest, 1 % für die Schmalblättrige Wasserpest) zeigt. Die Gattung ist in der Hälfte der 2005 untersuchten Gewässer vertreten, Deckungen von über 10 % wurden jedoch nur in 10 % der untersuchten Probestellen kartiert.

Damit sind beide seit weit über hundert Jahren eingebürgerten Wasserpest-Arten typische Vertreter der Marschgewässer mit einer Tendenz zu Massenbeständen. Eine Differenzierung zwischen den beiden Wasserpest-Arten ist diesbezüglich nicht gegeben.

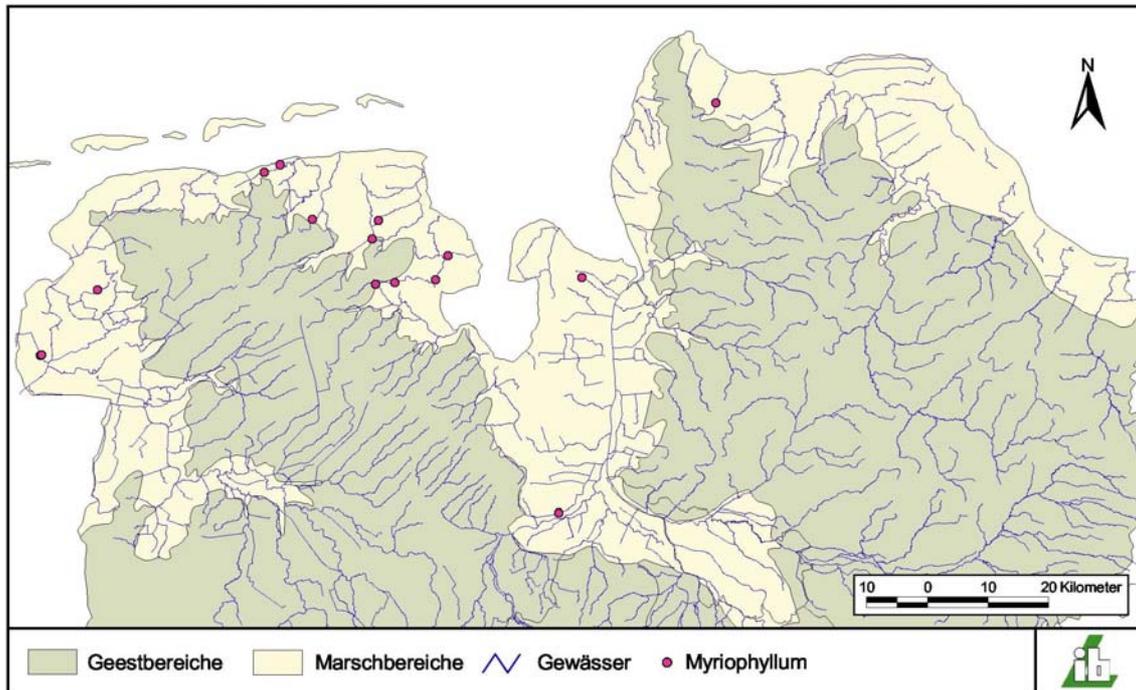


Abbildung 26: Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) kommt vielfach zusammen mit Schwimmblattpflanzen (Laichkräutern, Teichrosen) in stehenden und schwach fließenden Gewässern, oft in Marschgräben vor. Die Art ist im Niedersächsischem Tiefland in Ausbreitung begriffen. Das Quirlige Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*) hat ähnliche Ansprüche und eine vergleichbare Verbreitung, ist aber in Niedersachsen deutlich weniger häufig. Beide Arten lassen sich nach Garve (1994) im vegetativen Zustand kaum unterscheiden und werden hier in einer Abbildung zusammen gefasst. Das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) ist im Gegensatz zum Quirligen Tausendblatt salztolerant. Das Quirlige Tausendblatt ist zusätzlich eher gegen Verschmutzung empfindlich (Casper & Krausch 1980).

Bei den 2005 durchgeführten Erhebung wurde das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) fast nur westlich der Weser angetroffen. Es kam in 6 % der Probestellen mit durchschnittlich 5,3 km Entfernung zur Geest und mittlerer durchschnittlicher Breite (9 m) bei teilweise hoher Deckung (durchschn. 15 %, max. 60%) vor. Der Durchschnittswert der ELF lag bei 1.300 μS , das Maximum bei 3.800 μS und damit im Bereich erhöhter Salinität.

Das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) ist als typische Art der Marschgewässer anzusprechen.

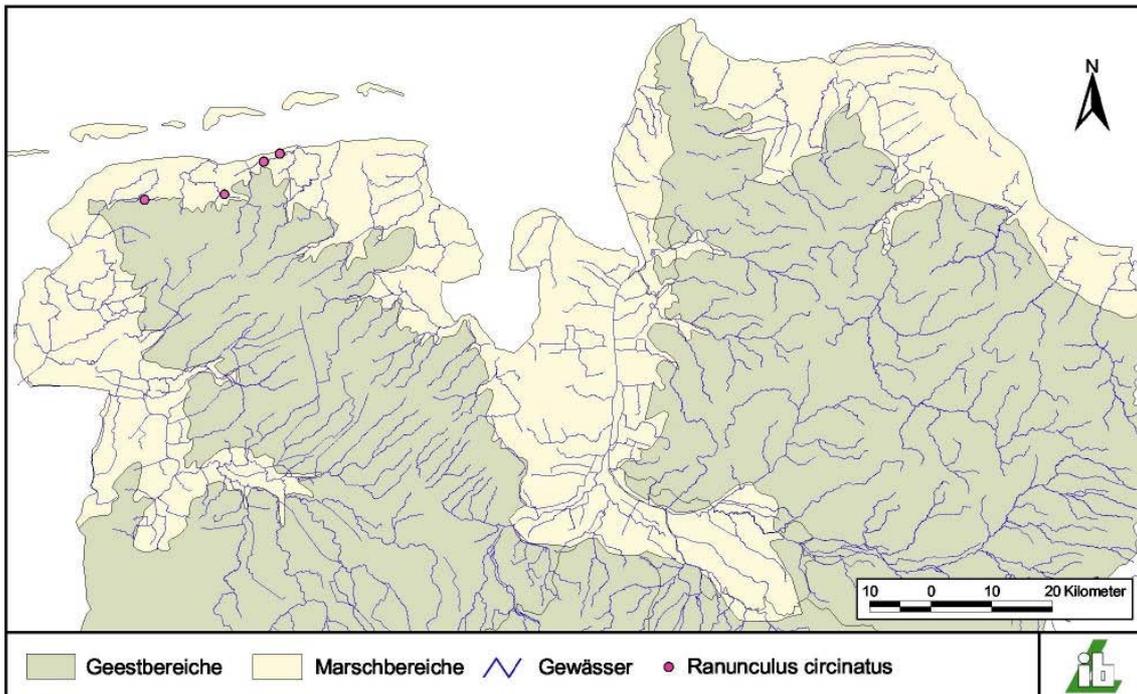


Abbildung 27: Spreizender Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Der Spreizende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) tritt in stehenden und langsam fließenden, meso- bis eutrophen und kalkreichen Gewässern auf, wobei auch brackige Verhältnisse besiedelt werden. Bevorzugt werden Seen, Altwasser und Fischteiche (Casper & Krausch 1980).

Bei den 2005 durchgeführten Erhebungen wurde der Spreizende Wasserhahnenfuß nur in der Nähe der ostfriesischen Küste an 4 Probestellen angetroffen. Er kam an Probestellen mit durchschnittlich 1,2 km Entfernung zur Geest und mittlerer durchschnittlicher Breite (7 m) bei sehr geringer Deckung (max. 1 %) vor. Der Durchschnittswert der ELF lag bei 475 μ S, das Maximum bei 530 μ S.

Der Spreizende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) ist als typische Art der Marschgewässer anzusprechen.

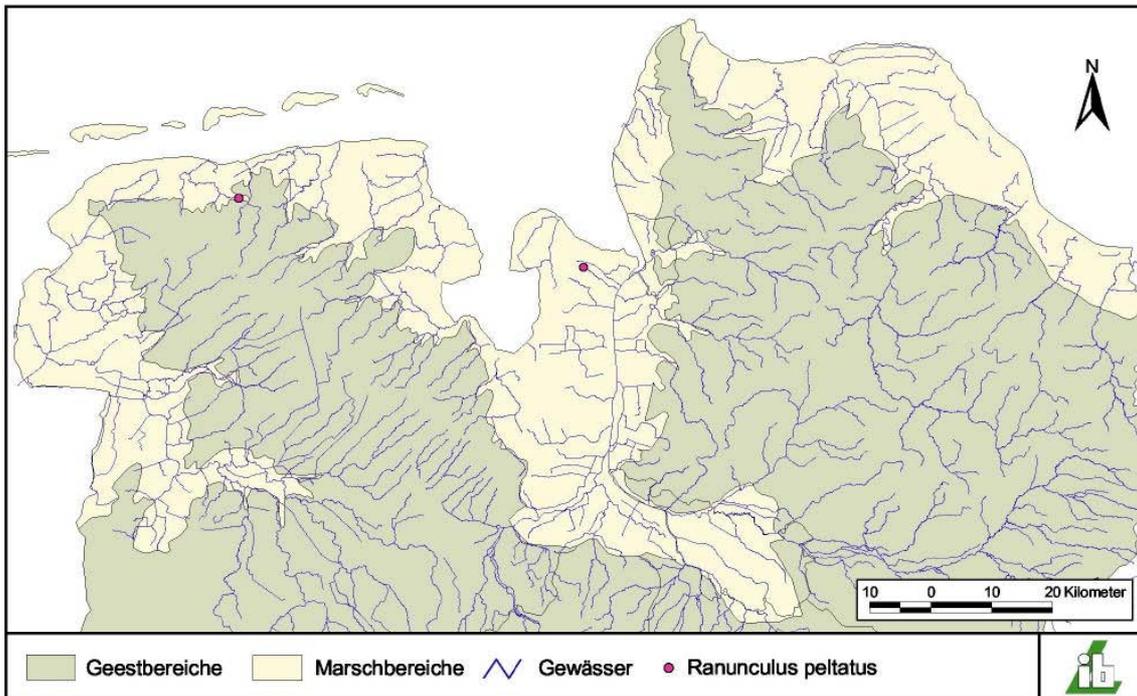


Abbildung 28: Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Der Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) tritt in stehenden und langsam fließenden, nährstoff und meist kalkreichen Gewässern auf und ist unempfindlich gegen Wasserstandsschwankungen bis hin zu zeitweiligen Austrocknung (Casper & Krausch 1980). Er ist in Niedersachsen im Tiefland verbreitet, fehlt aber weitgehend in der Marsch (Garve 1994). Der Schild-Wasserhahnenfuß ist in Niedersachsen die häufigste Art der Wasserhahnenfüße und in der Tiefebene allgemein verbreitet (Wiegand & Herr 1983).

Der Schild-Wasserhahnenfuß wurde bei den Ergebnissen im Jahr 2005 an nur 2 Probestellen angetroffen. Ein Vorkommen befand sich in Geestnähe, das andere wurde in einem geestfernen Bereich kartiert. Bei der Erhebung 1979/82 wurde diese Art noch an sieben geestnahen Probestellen festgestellt, an denen sie heute ausnahmslos nicht mehr auftritt. Feder & Schäfer (2003) geben das Ellenserdammer Tief als Wuchsort an, hier wurde der Schild-Wasserhahnenfuß 2005 ebenfalls nicht festgestellt.

Der Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) ist eine typische Art der geestnahen Marschgewässer.

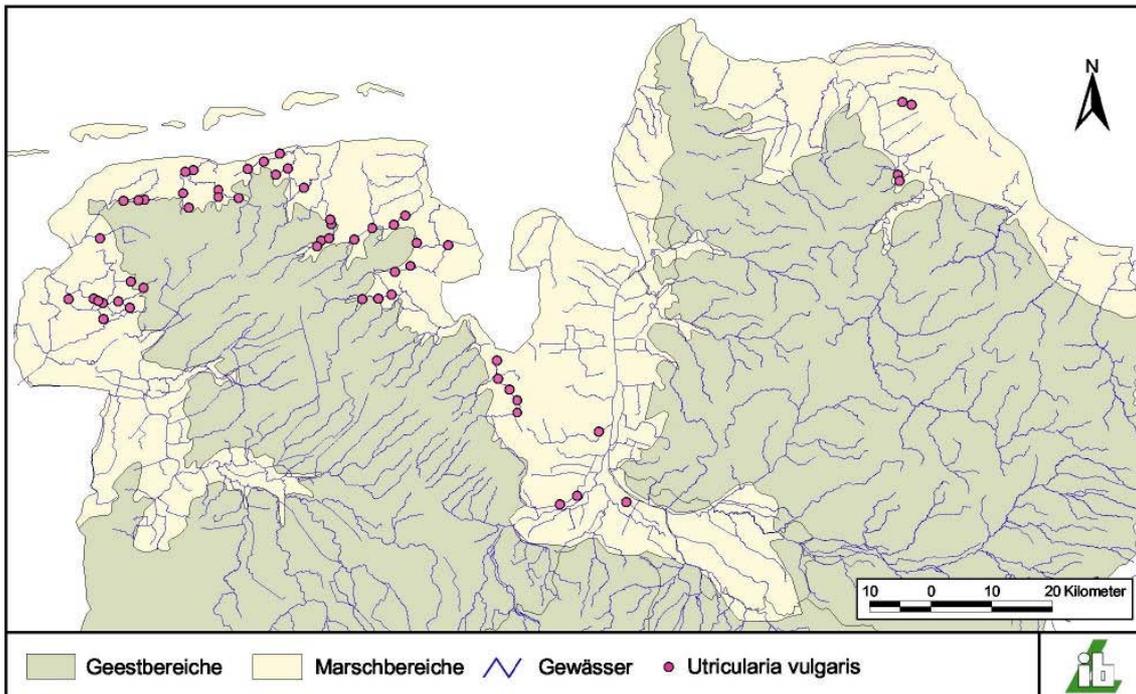


Abbildung 29: Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet)

Der Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) tritt vor allem in stehenden und langsam fließenden, meso- bis eutrophen Gewässern auf und wächst an Stellen mit höherer Eutrophierung üppig und großschläuchig (Casper & Krausch 1980). Garve (1994) fasst die beiden Sippen Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) und Verkannter Wasserschlauch (*Utricularia australis*) zusammen, da beide Arten in nichtblühendem Zustand kaum zu unterscheiden sind. Die Artengruppe Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) ist in Niedersachsen vor allem im Tiefland mit Schwerpunkten an der Unterems, Leda, Jümme sowie im Bereich um Bremen verbreitet.

Die Abundanz des Gewöhnlichen Wasserschlauchs lag bei der Erhebung im Jahr 2005 bei 26%. Die Art wurde hauptsächlich westlich der Weser angetroffen und kam in einer durchschnittlichen Entfernung von 2,4 km zur Geest vor. Die Breite der Probestellen lag im Mittel bei 10,2 m, und damit gehören diese Probestellen zu den breiteren Gewässern. Die Deckung wies im Durchschnitt mit 3 % geringe Werte auf, an einer Probestelle war allerdings eine Deckung von 60 % zu verzeichnen. Der Durchschnittswert der ELF lag bei 420 μ S, das Maximum bei 1.600 μ S.

Der Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) ist als typische Art der Marschgewässer anzusprechen; dies gilt jedoch nach Garve (2004) nicht für den Verkannten Wasserschlauch (*Utricularia australis*).

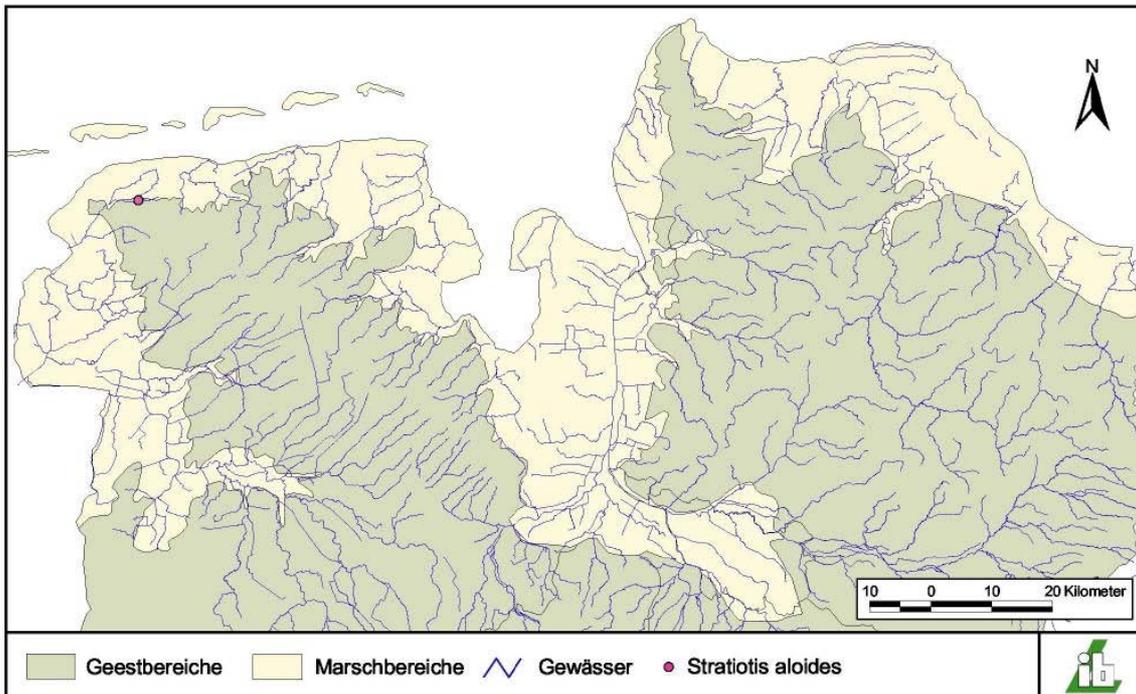


Abbildung 30: Krebsschere (Stratiotes aloides)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): 3 (gefährdet), bes. geschützt

Die gesetzlich besonders geschützte Krebschere (*Stratiotes aloides*) tritt vor allem in stehenden, basen- und nährstoffreichen Gewässern des Tieflandes auf. Sie ist empfindlich gegen Wasserstandsschwankungen und geht bei Verschmutzung zurück (Casper & Krausch 1980).

Die Angaben bei van Dieken (1970) sind widersprüchlich: Er verzeichnet sie für langsam fließende und stehende Gewässer der Meeden und für die Flussmarschen, jedoch nicht für die Küstenmarsch. Weiter zitiert er ältere Angaben, die ein Vorkommen in der Marsch belegen. So gibt Bley (1832, in van Dieken 1970) die Krebschere als "allgemein" für stehende Gewässer, "besonders Kleigegend, z.B. bei Emden" an. Van Dieken (1970) weist auf darauf hin, dass "neuerdings infolge Entwässerungsmaßnahmen" die Krebschere abnehmend sei. Nach Wessel (1858) war sie in den Meeden und Marschen sehr häufig.

Die Verbreitung entlang der Flussmarschen einschließlich von Vorkommen im Raum Emden ist gut anhand der Verbreitungskarte in Garve (2004) zu erkennen. Ein Schwerpunkt der Verbreitung liegt im Raum Bremen.

Bei der 2005 durchgeführten Erhebung wurde die Krebschere nur an der Probestellen Nordertief (M 24, 10 m breit, ELF 510 µS) angetroffen. Das bei der Erhebung 1979/82 festgestellte Vorkommen im Alten Greetsieler Tief (M 70) ist erloschen.

Die Krebschere ist demnach grundsätzlich in der Marsch zu erwarten, wobei ein Schwerpunkt in Gräben und schmalen Gewässern anzunehmen ist. Sie ist aufgrund ihres Überwinterungsverhaltens (Absinken auf den Gewässerboden im Winter) gegenüber Unterhaltungsmaßnahmen empfindlich.

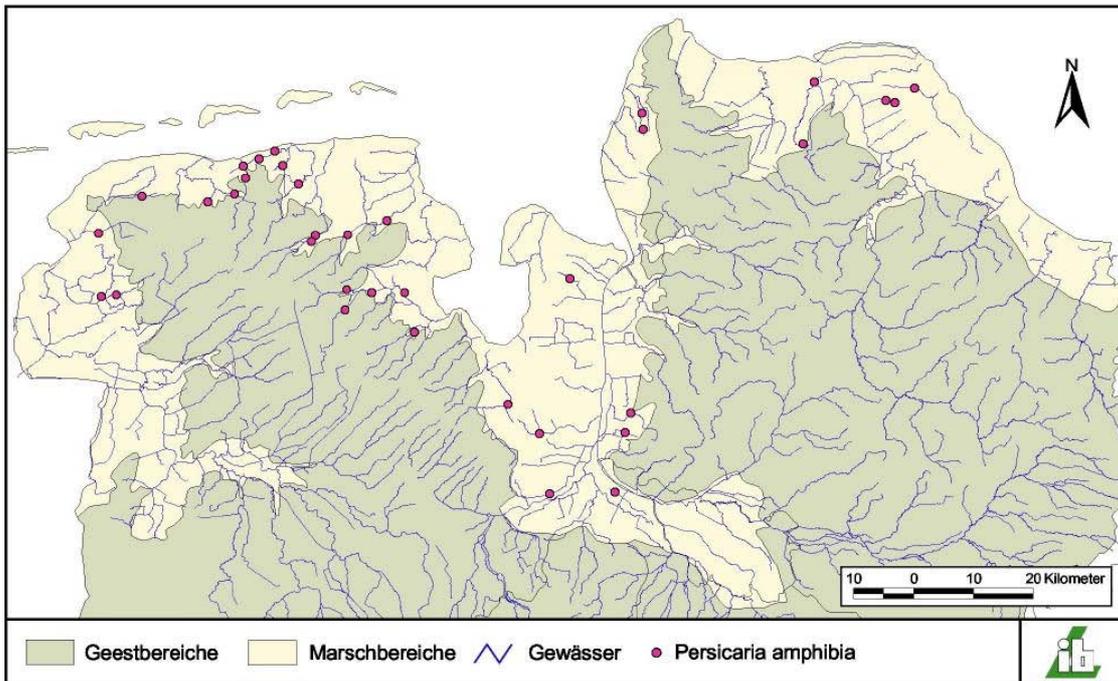


Abbildung 31: Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Der Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia*) tritt vor allem in ruhigen Buchten stehender oder langsam fließender, meso- bis eutropher Gewässer auf. Er verträgt starke Wasserstandsschwankungen bis hin zur Austrocknung (Casper & Krausch 1980).

Bei der 2005 durchgeführten Erhebung wurde der Wasser-Knöterich bei sehr geringen Deckungen (< 1%) an 17 % der Probestellen, verteilt über das gesamte Untersuchungsgebiet, angetroffen. Die gemessenen ELF-Werte umfassen mit 250 bis 4.800 μS (Durchschnitt 660 μS) eine weite Spanne. Die durchschnittliche Entfernung zur Geest lag bei 2,4 km, die durchschnittliche Gewässerbreite bei 8 m.

Der Wasser-Knöterich kann außerhalb des Gewässers dauerhaft leben und vom Ufer aus in den Wasserkörper vordringen. Er ist daher unempfindlich gegenüber Unterhaltungsmaßnahmen.

Der Wasser-Knöterich (*Persicaria amphibia*) ist als typische Art der Marschgewässer anzusehen.

6.1.6 Armleuchteralgen-artige (Chariden)

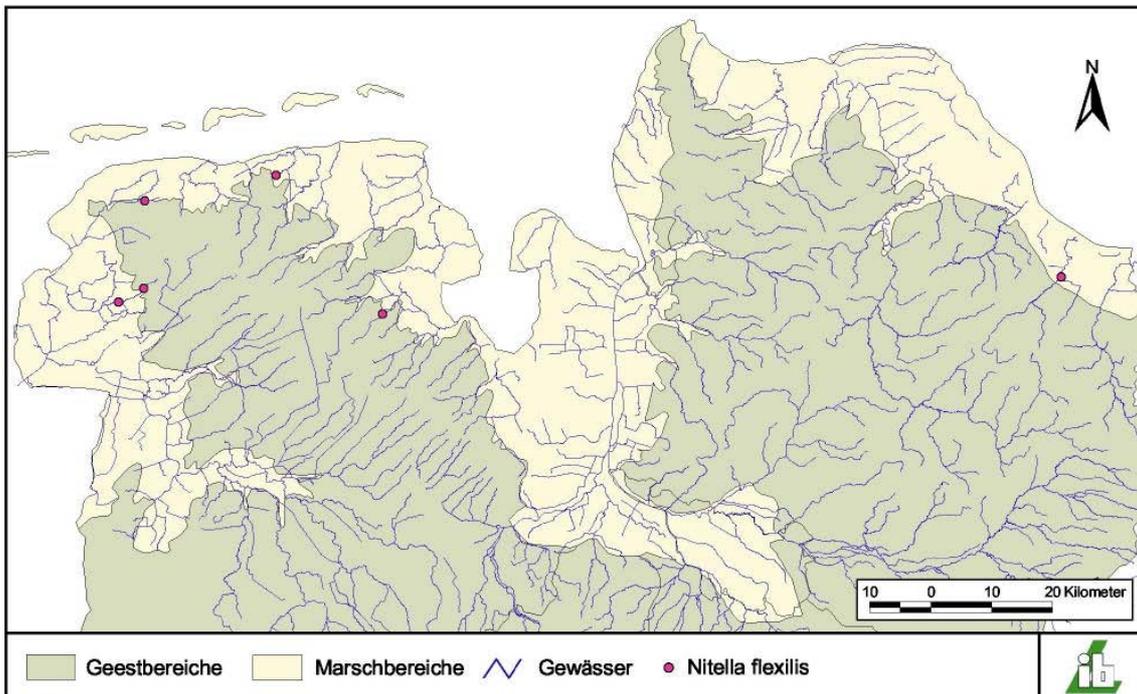


Abbildung 32: Biegsame Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Vahle 1990): 3 (gefährdet)

Die Biegsame Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis*) ist in oligo- bis mesotrophen Gewässern verbreitet und findet sich vor allem in der nordwestdeutschen Geest (Vahle 1990). Hier besiedelt sie vor allem die Oberläufe von Bächen. Aufgrund ihrer relativen Unempfindlichkeit gegenüber höheren Trophiegraden stellt sie gebietsweise eine der häufigsten Armleuchteralgen dar (Krause 1997).

Bei den 2005 durchgeführten Erhebungen wurde die Biegsame Glanzleuchteralge bei durchschnittlich sehr geringen Deckungen (< 1%) an 3 % der Probestellen am Rand der oldenburgisch-ostfriesischen Geest festgestellt. Die gemessenen ELF-Werte umfassen mit 260 bis 600 μS (Durchschnitt 500 μS) eine geringe Spanne. Die durchschnittliche Entfernung zur Geest lag bei 0,8 km, die durchschnittliche Gewässerbreite bei 8,4 m.

Die Biegsame Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis*) ist keine typische Art der Marschgewässer.

6.1.7 Großgräserartige (Magnograminoiden)

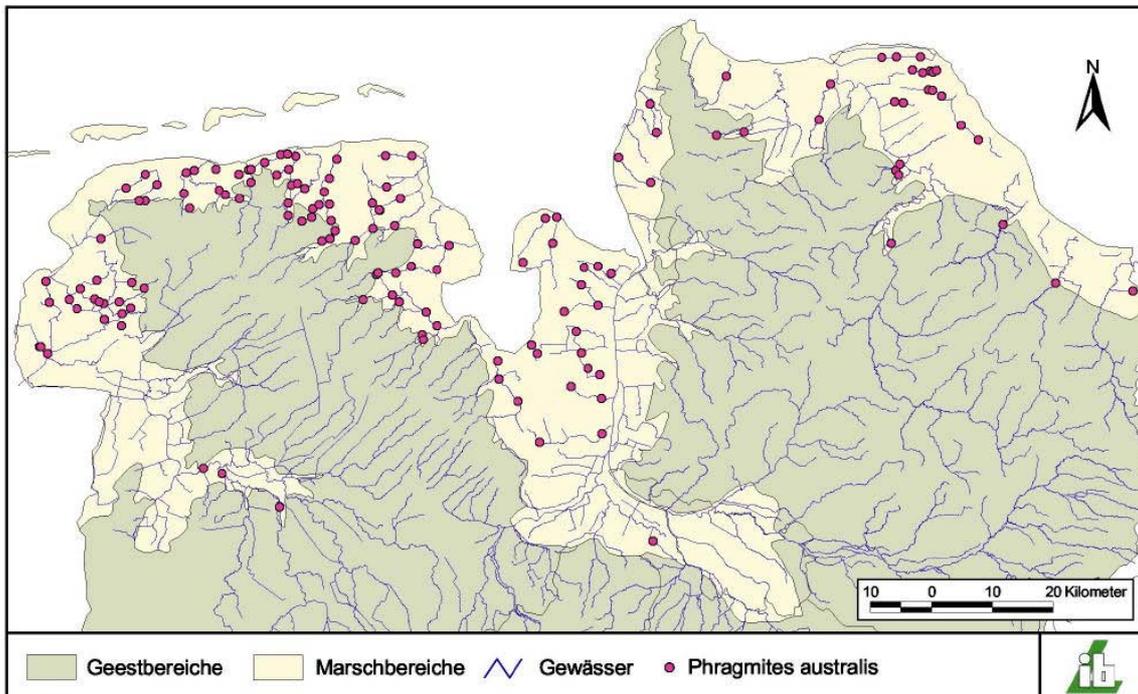


Abbildung 33: Gewöhnliches Schilf (*Phragmites australis*)

Status Rote Liste Niedersachsen (Garve 2004): derzeit ungefährdet

Das Gewöhnliche Schilf (*Phragmites australis*) ist als Art der stehenden und langsam fließenden Gewässern weit verbreitet (van Dieken 1970).

Das Gewöhnliche Schilf wurde bei der Erhebung im Jahr 2005 bei meist geringer Deckungen (durchschnittlich 3%) an 69 % der Probestellen im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Die gemessenen ELF-Werte umfassen mit 260 bis 9.600 μS (durchschnittlich 1.456 μS) eine sehr große Spanne. Die durchschnittliche Entfernung zur Geest liegt bei 0,8 km, die Gewässerbreite im Mittel bei 8,4 m.

Das Gewöhnliche Schilf (*Phragmites australis*) ist als typische Art der Marschgewässer anzusehen.

6.2 Aktuelle Verbreitung von Vegetationstypen

Nachfolgend wird anhand der 2005 erhobenen Daten⁴ die räumliche Verteilung einiger Wuchsformengruppen aufgezeigt (Abb. mit den Bezeichnungen der Probestellen siehe Anhang). Hierzu wurde zunächst geprüft, welche Wuchsformen sich zu Typen zusammenfassen lassen. Die erste Differenzierung erfolgt in Echte Wasserpflanzen (Hydrophyten) und Sumpfpflanzen (Helophyten). Die Sumpfpflanzen können hier nur eingeschränkt zu Typisierung herangezogen werden, da sie vielfach (wie z.B. das Gem. Schilf) fast überall vorkommen bzw. ihr Vorkommen eher Auskunft über Struktur und Nutzung bzw. Unterhaltung der Ufer Auskunft gibt als über die Qualitäten des Wasserkörpers. Daher werden zunächst die Echten Wasserpflanzen betrachtet. Hier werden die Wasserschwieber (Pleustophyten) abgetrennt, da diese einerseits mit allen Arten auftreten können, andererseits aber zur Bildung von Massenbeständen neigen und so auch Bestände mit anderen Wasserpflanzen dominieren können. Schließlich kommt dem Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) eine Sonderrolle zu, da es bei Massenbeständen in geestnahen Bereichen als Störzeiger anzusprechen ist.

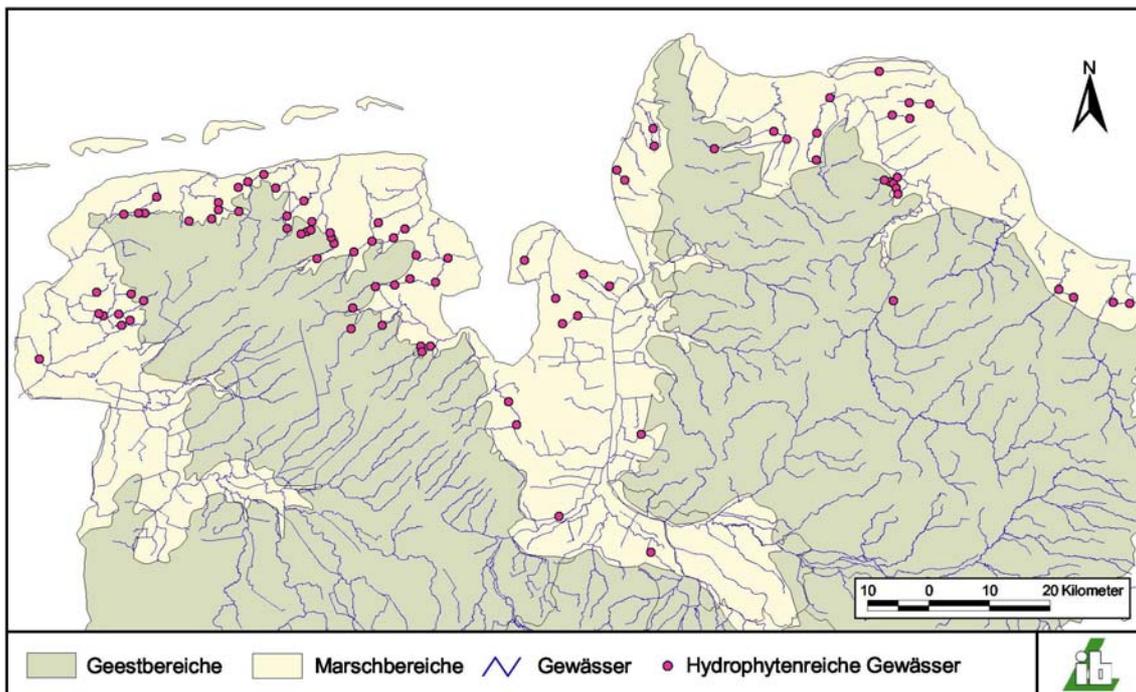


Abbildung 34: Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation

Um zu ermitteln, welche Deckungsgrade in Marschgewässern sinnvoll als hydrophytenreiche Vegetation angesprochen werden können, wurde, gestuft nach Deckungsgraden, diese zunächst den Parametern Gewässerbreite, ELF und Entfernung zur Geest (Luftlinie) gegenüber gestellt (Tabelle 5 und Tabelle 6). Mit zunehmender Deckung sinken die Durchschnittswerte für Gewässerbreite, ELF und

⁴ Im Bereich der Wesermarsch (Butjadingen) werden die 1988 erhobene Daten zusätzlich heran gezogen. Dies gilt für alle Auswertungen in diesem Kapitel.

Entfernung zur Geest. Einzelne Probestellen können hiervon jedoch deutlich abweichen.

Eine Gesamtdeckung an Hydrophyten über 50% weisen nur 12% der Probestellen auf, über 10 % ca. 20 % der Probestellen und über 4% etwa 38 % der Probestellen (Abbildung 34). Bei der verwendeten Grenze von >4% weisen fast 2/3 der Probestellen mit Hydrophyten-Vegetation nur sehr geringe Deckungswerte auf. (Tabelle 5, Tabelle 6). Anders formuliert: Die meisten Marschgewässer weisen aktuell nur eine Hydrophytenvegetation mit geringer Deckung auf.

Tabelle 5: Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation

Größenklassen Deckung	alle	Deckung Hydrophyten												
		> 0% bis 100%	> 1% bis 100%	> 2% bis 100%	> 4% bis 100%	>10% bis 100%	>20% bis 100%	>30% bis 100%	>40% bis 100%	>50% bis 100%	>60% bis 100%	>70% bis 100%	>80% bis 100%	>90% bis 100%
Durchschnittswerte														
Breite [m]	9,1	8,6	7,9	7,9	7,4	7,3	6,7	6,3	6,3	4,9	5,3	4,6	4,3	2,5
ELF [µS]	1.420	832	704	696	721	718	776	770	753	564	544	595	593	550
Entfernung zur Geest [km]	3,7	2,6	2,3	2,3	2,2	2,2	2,1	2,2	2,5	1,7	1,6	1,3	1,7	2,8
Anteil Probestellen [%]	100	67	49	43	38	29	21	18	16	12	9	7	4	1
Deckung Hydrophyt. [%]	14	20	28	32	36	45	56	62	66	72	80	83	93	100

* = es werden Gje Spalte die

Tabelle 6: Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation

Größenklassen Deckung	alle	Deckung Hydrophyten													
		> 0 bis 1%	> 1 bis 2%	> 2 bis 3%	> 4 bis 10%	>10 bis 20%	>20 bis 30%	>30 bis 40%	>40 bis 50%	>50 bis 60%	>60 bis 70%	>70 bis 80%	>80 bis 90%	>90% bis 100%	
Durchschnittswerte															
Breite [m]	9,1	10,3	7,9	11,3	7,7	8,9	7,8	7,3	10,2	3,6	10,0	4,9	5,3	2,5	
ELF [µS]	1.420	1.202	785	533	733	562	955	595	1.542	615	363	598	608	550	
Entfernung zur Geest [km]	3,7	23,8	2,3	3,1	1,9	2,7	1,4	0,3	5,5	2,1	2,7	1,0	1,3	2,8	
Anteil Probestellen [%]	100	18,1	5,7	5,7	8,6	7,6	3,8	1,9	3,3	3,3	1,9	3,3	2,9	1,0	
Deckung Hydrophyt. [%]	14	0,4	1,5	2,8	6,5	12,4	25,4	36,3	52,2	52	65,7	72,5	86,6	100	

In Tabelle 5 sind die Größenklassen der Deckung anders zusammen gefasst als in Tabelle 6. Die detailliertere Betrachtung erlaubt Tabelle 6, da hier die Größenklassen enger gefasst sind.

Die Grenze "> 4% Deckung" wird nachfolgend für weitere Wuchsformengruppen untersucht.

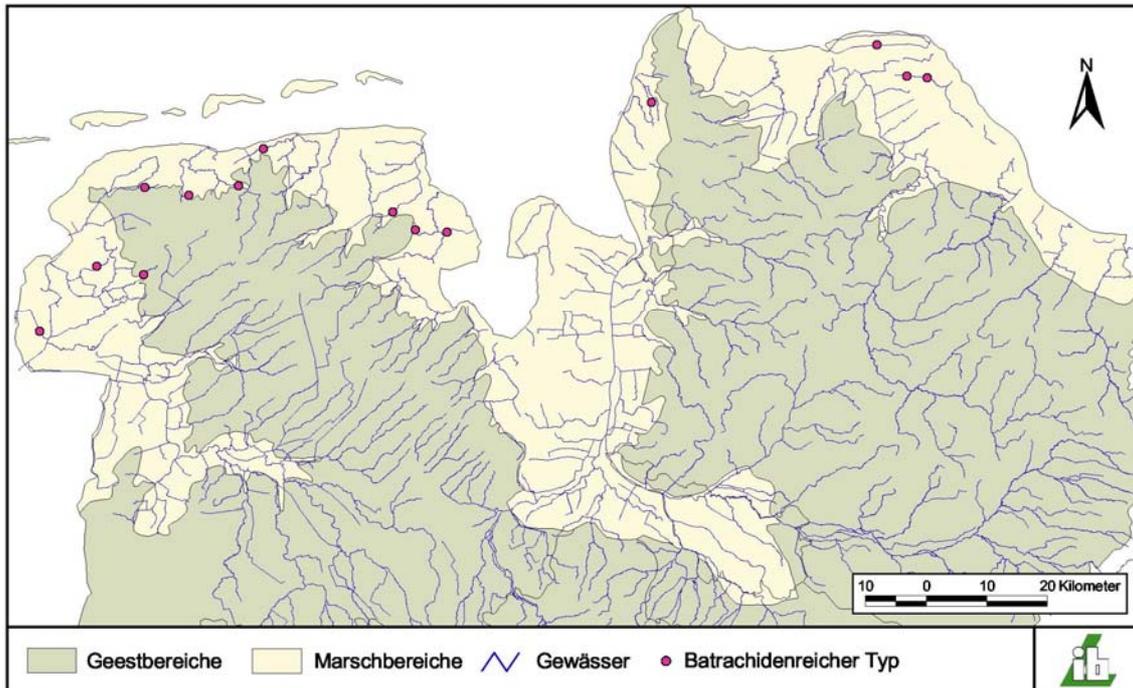


Abbildung 35: Verbreitung Batrachiden-reicher Vegetation

In Abbildung 35 sind die Gewässer dargestellt, in denen aus der Gruppe der Hydrophyten Arten der Gattungen Wasserstern (*Callitriche*), Hahnenfuß (*Ranunculus* subgen. *Batrachium*), Tausendblatt (*Myriophyllum*) und *Nitella* Deckungsgrade von mehr als 4 % aufweisen. Auch wenn nur 14 Probestellen diesem Typ zuzuordnen sind, zeigt sich doch eine deutliche Verbreitung in der geestferneren Marsch, wobei letztere deutlich artenärmer sind. In drei Probestellen deckte das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) über 50%. In einer Reihe von Probestellen wies der Wasserstern (*Callitriche*) Deckungen zwischen ca. 5 und 10% auf.

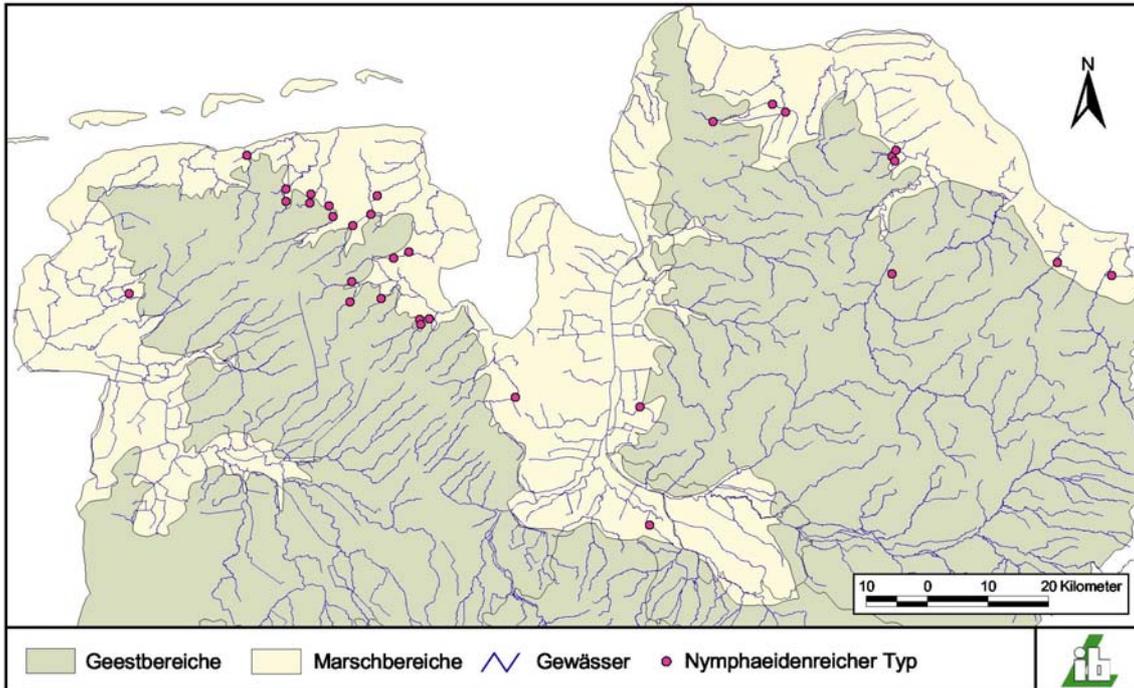


Abbildung 36: Verbreitung Nymphaeiden-reicher Vegetation

In Abbildung 36 sind die Gewässer dargestellt, in denen aus der Gruppe der Hydrophyten die vier Arten Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*), Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*), Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) und Gewöhnliches Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) mehr als 4 % der untersuchten Flächen bedecken. Die genannten vier Arten kennzeichnen die *Sparganium emersum*-Gesellschaft, die weitgehend auf geestnahe Gewässer beschränkt ist.

Auffällig ist der Verbreitungsschwerpunkt am östlichen Rand der ostfriesischen Geest in Gewässern mit Zufluss aus der Geest (einschließlich solchen aus Moorgebieten).

Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) bildet typische zusammenhängende Bestände zwischen ca. 10 und 50 m² Fläche und kann hierbei auch größere Gewässer besiedeln. Rhizome und Sprosse dieser Art bilden eine Struktur im Wasser, die anderen Arten die Ansiedlung erleichtert, da sie sich im Schutz der Teichrose etablieren können. Der Einfache Igelkolben und das Gewöhnliche Pfeilkraut können sowohl in einer Unterwasserform vorkommen als auch mit Überwasserblättern ein Röhricht bilden.

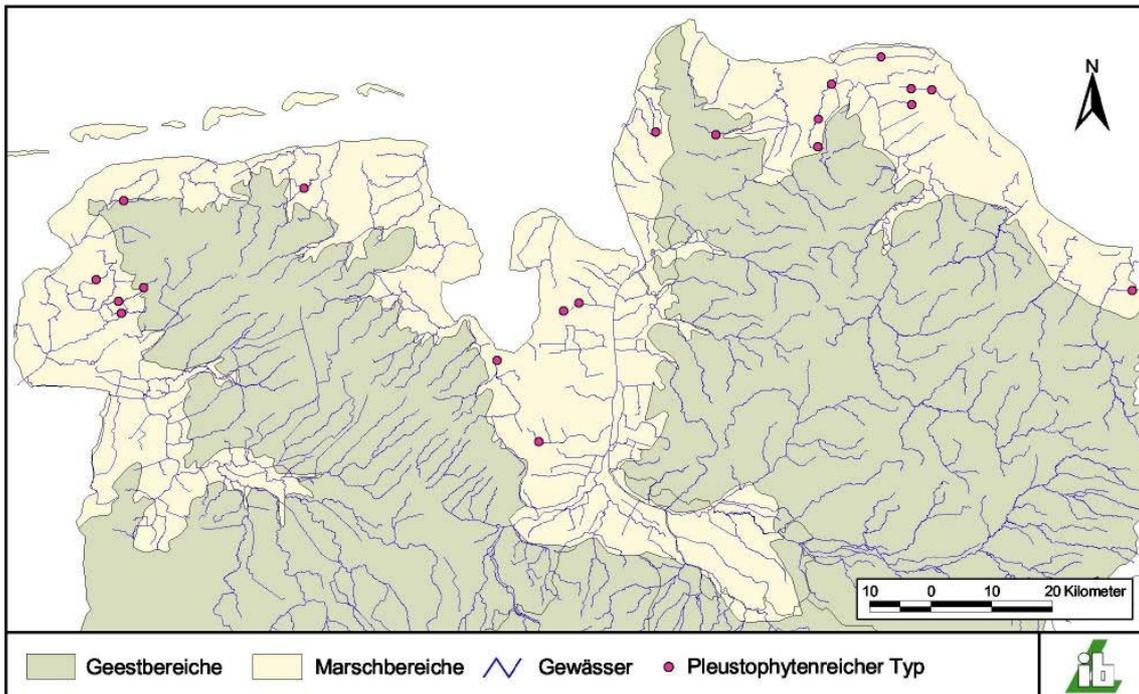


Abbildung 37: Verbreitung Pleustophyten-reicher Vegetation

In Abbildung 46 sind die Gewässer dargestellt, in denen Arten aus der Gruppe der Wasserschweber (Pleustophyten) mehr als 4% decken. Dies ist vor allem in der geestfernen Marsch der Fall. Es handelt sich überwiegend um Gewässer mit mehr oder weniger großen Decken aus Wasserlinsen, die sonst nur in geringem Umfang echte Wasserpflanzen aufweisen. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass Wasserlinsen sehr schnell wachsen und binnen weniger Wochen ein Gewässer völlig bedecken können. Ebenso schnell können die Bestände zusammenbrechen oder vom Wind verdriftet werden.

Wasserlinsen-dominierte Gewässer sind als typisch für die Marsch anzusehen, wobei dies vor allem für schmale Gewässer (einschließlich Gräben) gilt. Bei breiteren Gewässern sind hohe Deckungen bzw. dichte Wasserlinsendecken als Störung anzusehen.

6.3 Standörtlicher Bezug der Vegetation

6.3.1 Lage in Bezug zur Geest

Die bei einigen Arten bzw. Wuchsformen auffällige Verteilung in Bezug zur Geest zeigt sich auch in einer Gegenüberstellung von Entfernung der Probestellen zur Geest bzw. Küste (Luftlinie) und Artenzahl der Hydrophyten (ohne Pleustophyten und Potamogeton pectinatus) (Abbildung 38) bzw. ihrer Gesamtdeckung (Abbildung 39). Dieser Zusammenhang wird noch deutlicher, wenn man die Entfernungen in unterschiedliche Klassen zusammen fasst. Ab ca. 2-3 km Entfernung von der Geest nimmt die Artenzahl ab, ab ca. 8 km Entfernung wurden kaum noch Hydrophyten festgestellt (Tabelle 7). Ein ähnlicher Zusammenhang ergibt sich, wenn man die Entfernung zur Geest mit der Gesamtdeckung der Hydrophyten in Beziehung setzt. Bis ca. 8 km Entfernung zur Geest werden meist Gesamtdeckungen über 5 % erreicht, bei größerer Entfernung meist nur in Ausnahmefällen. Beide Abbildungen zeigen auch, dass in Einzelfällen deutliche Abweichungen auftreten, so dass die Entfernung zur Geest als alleiniger Parameter für die weitere Typisierung nicht ausreicht.

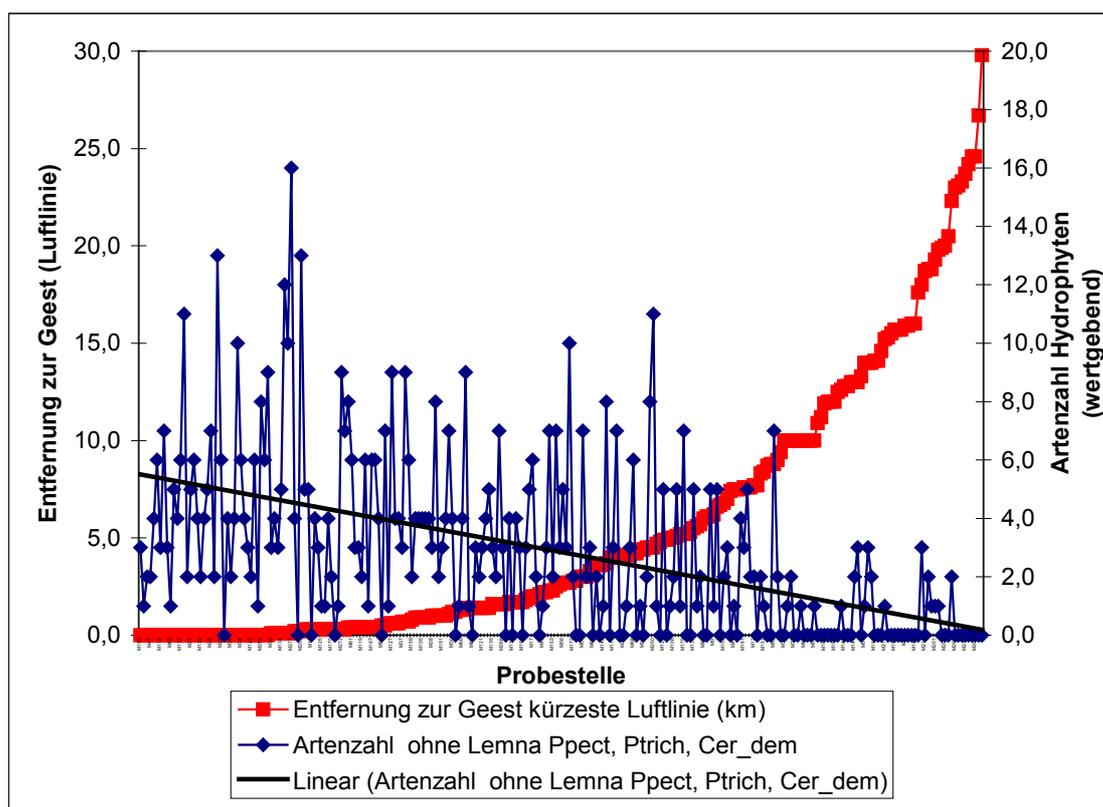


Abbildung 38: Entfernung der Probestellen zu Geest und Küste vs. Artenzahl Hydrophyten

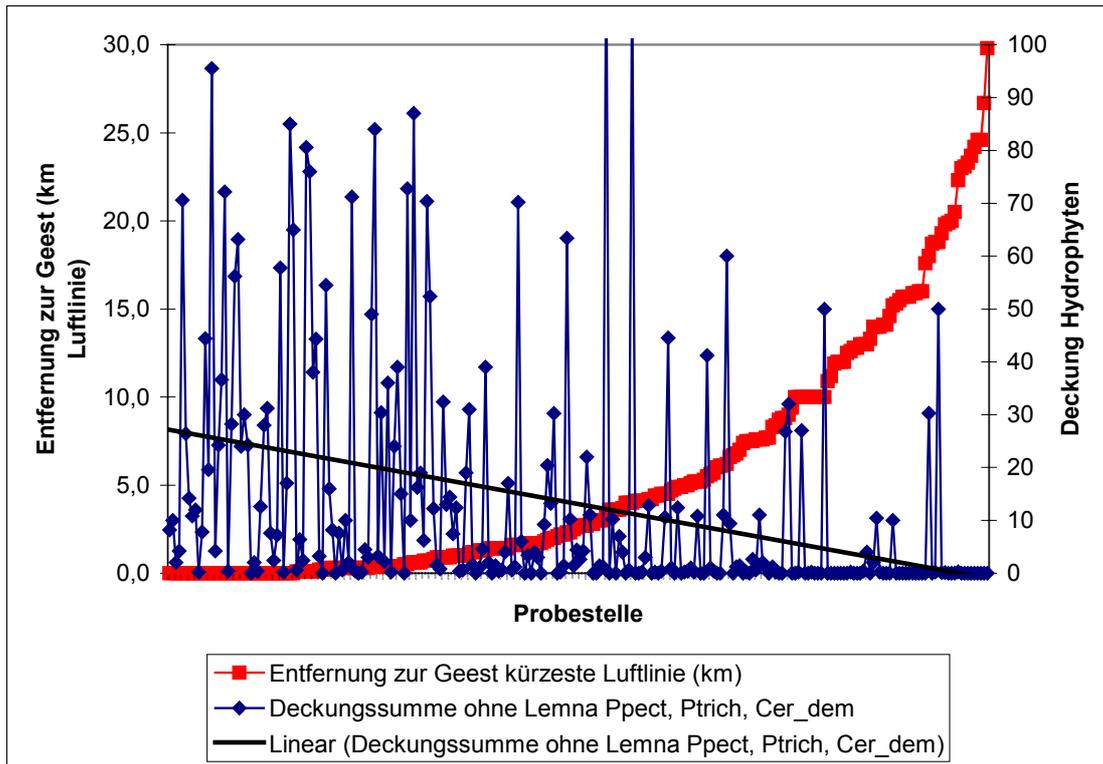


Abbildung 39: Entfernung der Probestellen zu Geest vs. Deckung Hydrophyten

Tabelle 7: Entfernung (Luftlinie) Probestellen-Geest vs. Artenzahl bzw. Gesamtdeckung Hydrophyten

Entfernung zur Geest (Luftlinie)	Entfernung (Luftlinie) Probestellen-Geest											
	bis 0 km	bis 1 km	>1 bis 2 km	>2 bis 3 km	>3 bis 4 km	>4 bis 5 km	>5 bis 6 km	>6 bis 8 km	>8 bis 10	>10 bis 15	>15 km	
Anzahl Probestellen	26	41	23	12	10	15	9	10	14	11	19	
Durchschnittliche Artenzahl Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	4,2	4,2	4,0	3,8	3,4	2,7	3,6	3,1	1,4	0,9	0,6	
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	12 %	12 %	7 %	10 %	10 %	3 %	7 %	8 %	5 %	1 %	1,5 %	
Anzahl Probestellen	90			56				54				
Durchschnittliche Artenzahl Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	4,1			3,4				0,9				
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	11 %			7 %				2 %				
Anzahl Probestellen	146					54						
Durchschnittliche Artenzahl Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	3,8					0,9						
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	9 %					2 %						

Bei der Gegenüberstellung von Artenzahlen und der Entfernung der Probestellen zur Geest (gemessen über die Gewässerstrecke entgegengesetzt der Fließrichtung) ergibt sich ein ähnliches Bild, das jedoch größere Schwankungen aufweist (Tabelle 8). Dies hängt auch damit zusammen, dass diverse Gewässer keine Verbindung zur Geest aufweisen und nicht in Tabelle 8 eingehen. Auch kann die Darstellung der Entfernung über die Gewässerstrecke ein falsches Bild ergeben, da sie nur die Gewässer des Typs 22.1 berücksichtigt und sonstige vernetzende Nebengewässer bzw. das Einzugsgebiet nicht eingehen. Die Entfernung zur Geest (Luftlinie) scheint damit das stabilere Kriterium zu sein und ist auch einfacher operationalisierbar. Dieses Kriterium wird daher im Folgenden zur Typisierung der Gewässer herangezogen.

Tabelle 8: Entfernung Probestellen-Geest (Gewässerstrecke) vs. Artenzahl Hydrophyten

Entfernung zur Geest (Gewässerstrecke)	bis 0 km	bis 1 km	1 bis 2km	>2 bis 3km	>3 bis 4km	>4 bis 5km	>5 bis 6km	>6 bis 8km	>8 bis 10km	>10 bis 15km	>15km
Anzahl Probestellen	24	25	13	9	9	10	10	13	9	9	20
Durchschnittliche Artenzahl Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	4,5	3,7	3,8	4,8	2,7	4,0	4,5	3,9	2,7	3,2	0,7

6.3.2 Lage zu Polderflächen

Vor allem im Landkreis Stade befinden sich große zusammenhängende drainierte Flächen (Abbildung 40). Dies bedeutet, dass keine offenen Gräben in die Vorfluter münden. In Tabelle 10 sind charakteristische Daten zu diesen Probestellen zusammengestellt. Auffällig ist, dass innerhalb von Polderflächen gelegene Probestellen kaum Hydrophyten aufweisen, artenarm sind und das Wasser eine hohe Leitfähigkeit besitzt. Nur ein Gewässer (Wischhavener Schleusenfleth, M83 – M87) wies mit höhere Gesamtdeckungen auf, die von Kammlaichkraut, Wasserlinsen und zum Teil Wasserstern bestimmt wurden.

Tabelle 9: Probestellen in Polderflächen

Durchschnittswerte	Lage in Polderfläche	Lage randlich Polderfläche
ELF	1.550 μ S	784 μ S
Gesamtartenzahl	4,1	13,8
Artenzahl Hydrophyten	2,0	5,5
Deckung Hydrophyten	30	43
Artenzahl Hydrophyten ohne Pot.pect/Lemna	0,8	3,5
Deckung Hydrophyten ohne Pot.pect/Lemna	5	35

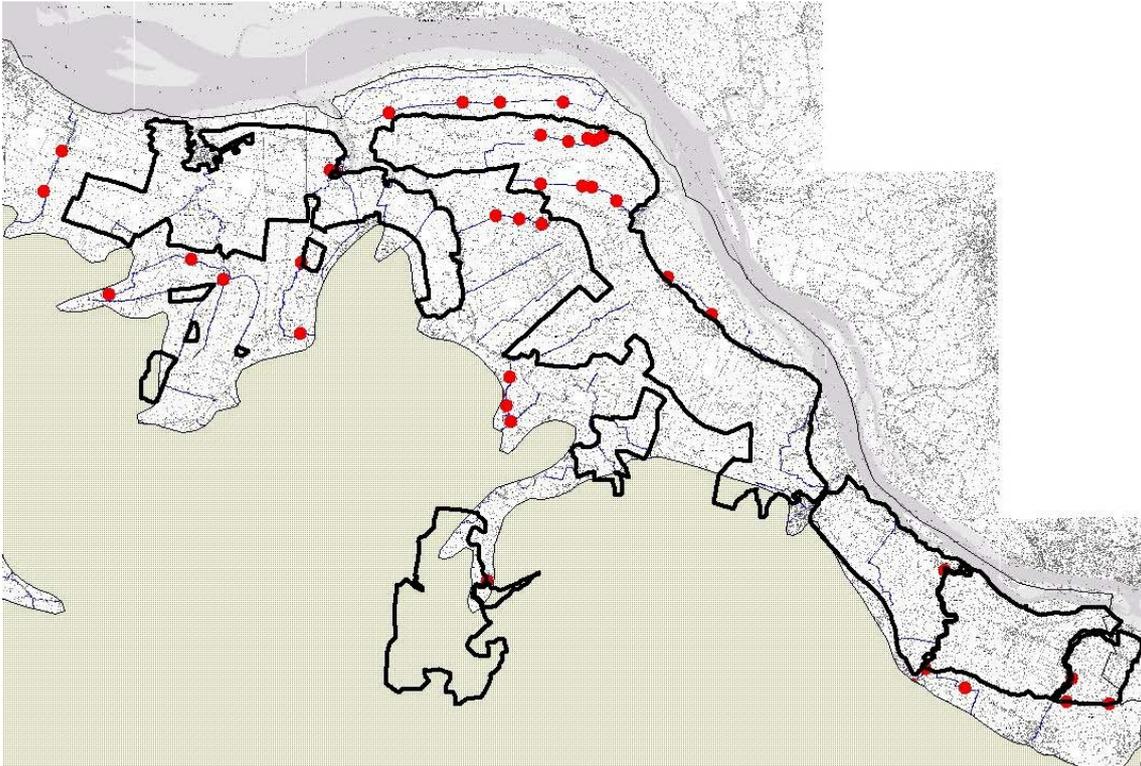


Abbildung 40: Drainierte Flächen im Landkreis Stade

Hinweis: Die drainierten Flächen sind durch eine schwarze Linie umrandet, untersuchte Probestellen durch einen roten Punkt markiert.

6.3.3 Gewässergröße/-breite

Ein weiterer Zusammenhang kann zwischen Gewässerbreite und Deckung der Hydrophyten festgestellt werden. Mit zunehmende Gewässerbreite sinkt die durchschnittliche Deckung der Hydrophyten (ohne Pleustophyten und Potamogeton pectinatus). Abbildung 41 stellt diesen Zusammenhang grafisch dar. In Tabelle 10 sind die Gewässerbreiten in unterschiedliche Klassen zusammen gefasst.

Tabelle 10: Gewässerbreite vs. Deckung Hydrophyten

Gewässerbreite											
	bis 2 m	>2 bis 3 m	>3 bis 4 m	>4 bis 5 m	>5 bis 6 m	>6 bis 7m	>7bis 8 m	>8 bis 10 m	>10 bis 15m	>15 bis m	
Anzahl Probestellen	11	15	25	12	18	10	19	28	27	25	
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	19 %	17 %	27 %	17%	14 %	20	9%	5 %	8%	2,5	
Anzahl Probestellen	51			87				52			
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	23 %			11 %				5 %			

Dabei zeigt sich der Zusammenhang weniger deutlich als zwischen Entfernung Probestellen-Geest (Gewässerstrecke) vs. Artenzahl Hydrophyten.

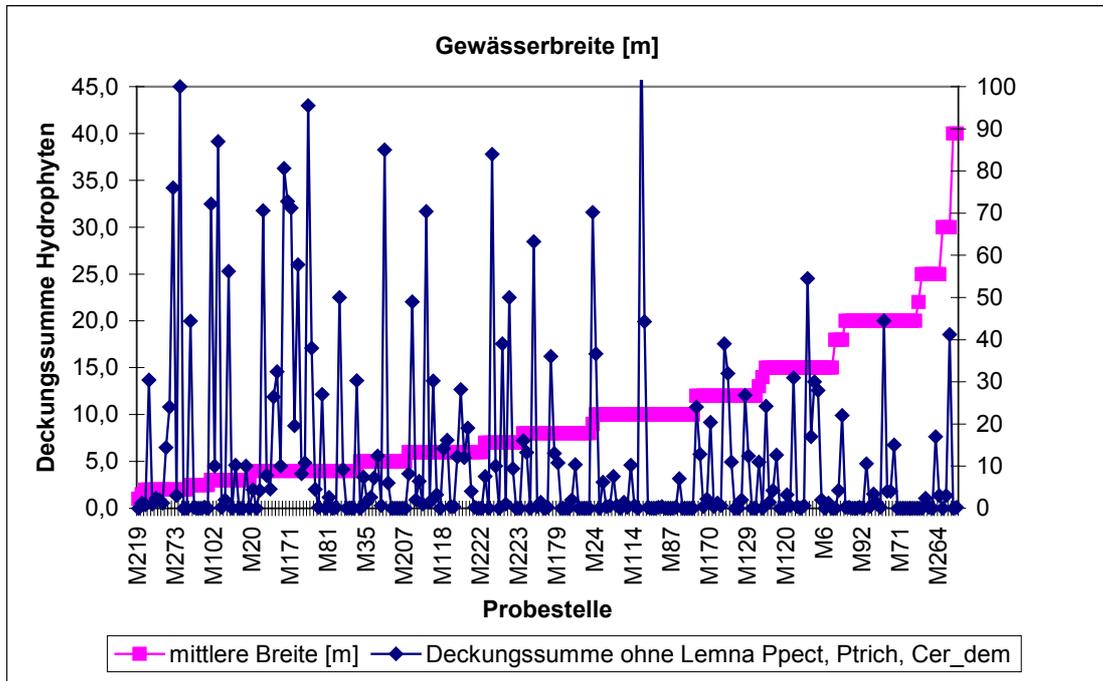


Abbildung 41: Gewässerbreite vs. Deckung Hydrophyten

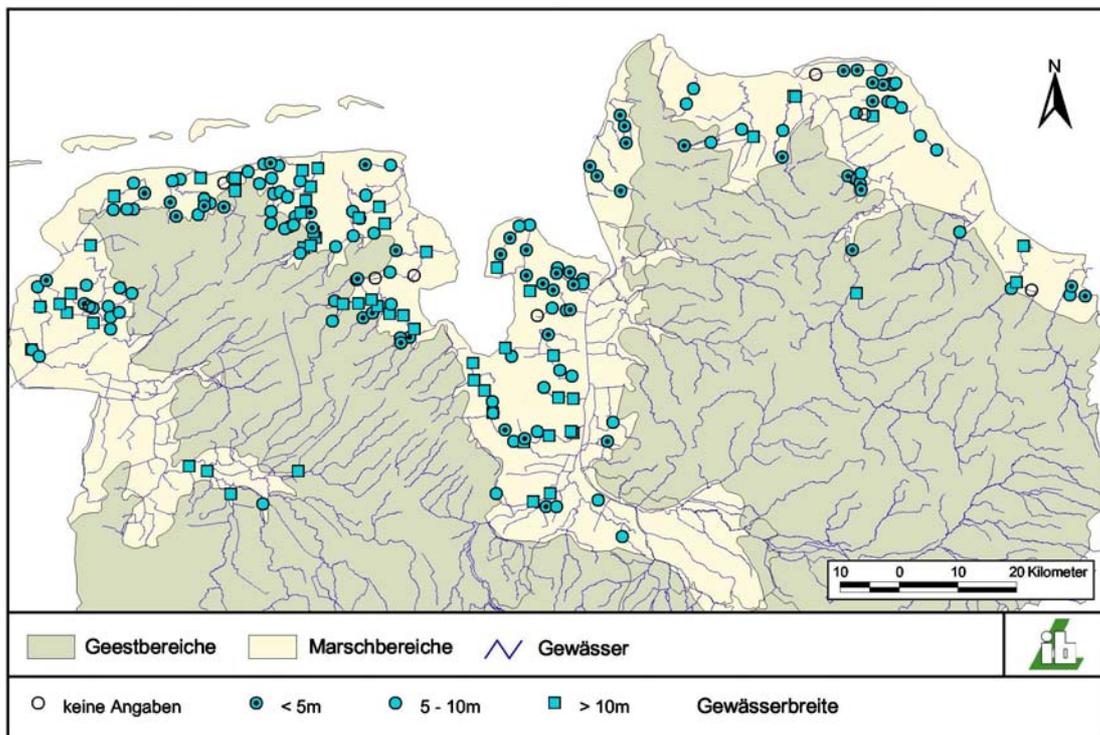


Abbildung 42: Gewässerbreiten aller Probestellen

Erläuterung: Kreis mit Punkt: <5m, Kreis 5-10m, Quadrat: > 10m Breite

Abbildung 42 zeigt, dass in allen Teilen des Untersuchungsgebietes Gewässer unterschiedlicher Breiten vorkommen, auch wenn Probstellen in Gewässern über 10m Breite ihren Schwerpunkt westlich der Weser haben.

6.3.4 Elektrische Leitfähigkeit (ELF)

Auch zwischen der Elektrischen Leitfähigkeit, die hier ungefähr den Chloridgehalt abbildet⁵ und der Artenzahl der Hydrophyten (ohne Pleustophyten und Potamogeton pectinatus) besteht ein erkennbarer Zusammenhang (Abbildung 43). Oberhalb einer Elektrischen Leitfähigkeit von ca. 1.500 μS traten, bis auf eine Ausnahme, maximal 3 Hydrophyten-Arten auf, oberhalb von ca. 5.000 μS kommen nur noch wenige salztolerante Arten vor. Die höchsten Werte wurden in der Wesermarsch mit Werten von bis zu ca. 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (dies entspricht einer Salinität von ca. 6,5 ‰ (zum Vergleich: Nordseewasser hat eine Salinität von ca. 35 ‰).

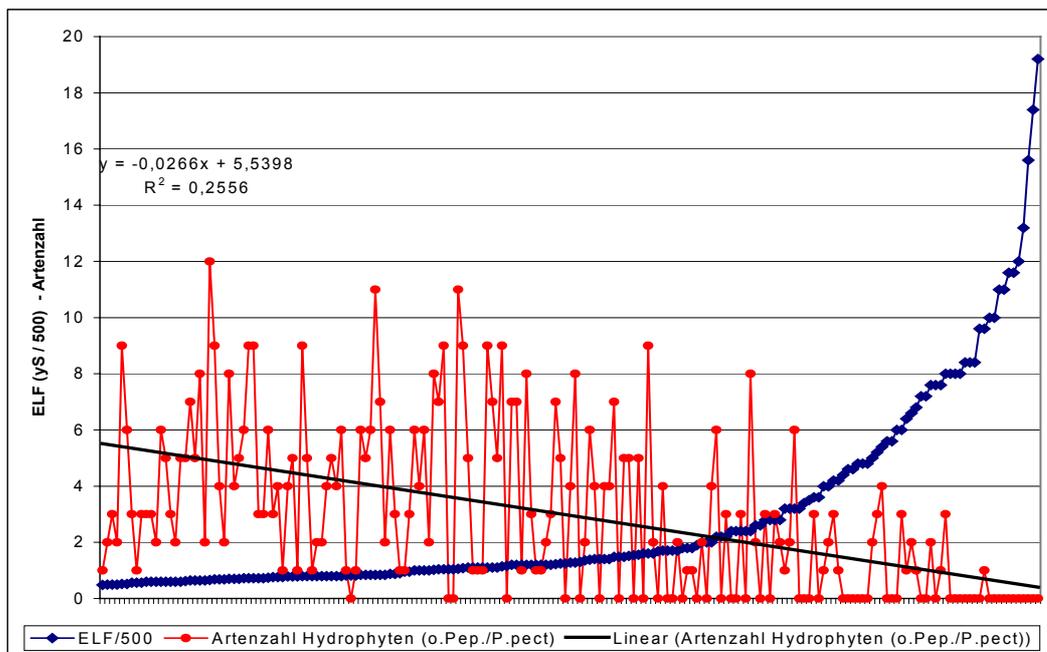


Abbildung 43: ELF vs. Artenzahl Hydrophyten (ohne Pep./P. pect)

Erhöhte Salzgehalte gehen entweder auf einströmendes, salzhaltiges Grundwasser zurück (z.B. im Bereich des Altharlinger Sieltiefs, des Dornumersieler Tiefs, des Marschtiefs, NLWK Aurich 2000), Einleitungen (z.B. von Spülfeldabwässern) und durch eintretendes Nordsee- bzw. salziges Flusswasser bedingt.

⁵ Die elektrische Leitfähigkeit (ELF) zeigt die Summe der gelösten Ionen bzw. Salze an. Je mehr Ionen im Wasser sind, desto besser kann der Strom geleitet werden. Somit kann über die Leitfähigkeitsmessung nur der Gesamtsalzgehalt bestimmt werden. Von welcher Art dieses Ionen sind kann nicht bestimmt werden. Um die Salinität von Seewasser bei 25°C zu bestimmen, misst man die Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$, multipliziert mit 0,00065. Die Salinität wird überwiegend von Natriumchlorid verursacht. Um genauere Bestimmungen zu machen sind aufwendigere Rechnungen notwendig. Eine Fehlerquote bleibt allerdings immer enthalten, da meist nur Natriumchlorid zur Berechnung herangezogen wird, die Leitfähigkeit allerdings von allen Ionen bestimmt wurde.

6.3.5 Fazit

Aus den beschriebenen Gegenüberstellungen werden folgende Schlüsse gezogen:

- Anhand der Kriterien "Entfernung zur Geest/Luftlinie", "Gewässerbreite" und "Elektrische Leitfähigkeit (ELF)" lassen sich Erwartungen an die Gewässervegetation formulieren, die mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eintreffen werden.
- Im Einzelfall kann die Gewässervegetation deutlich von diesen Erwartungen abweichen.

Der Erwartungswert impliziert eine grobe Typisierung der Gewässer und kann als eine Grundlage für die weitere Bewertung im Sinne der WRRL herangezogen werden. Allerdings lassen sich Bezüge zu einzelnen Arten zunächst nicht herstellen. Die hierfür erforderlichen Betrachtungen sind in Kap. 7 dargestellt.

7 Entwicklung des Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL

7.1 Vorgehensweise

In den vorangegangenen Kapiteln sind Grundlagen zur Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL dokumentiert und entwickelt worden. Nachfolgend wird dieses Verfahren hergeleitet und auf den vorliegenden Datensatz zur historischen und rezenten Makrophytenvegetation angewendet (Abbildung 44).⁶

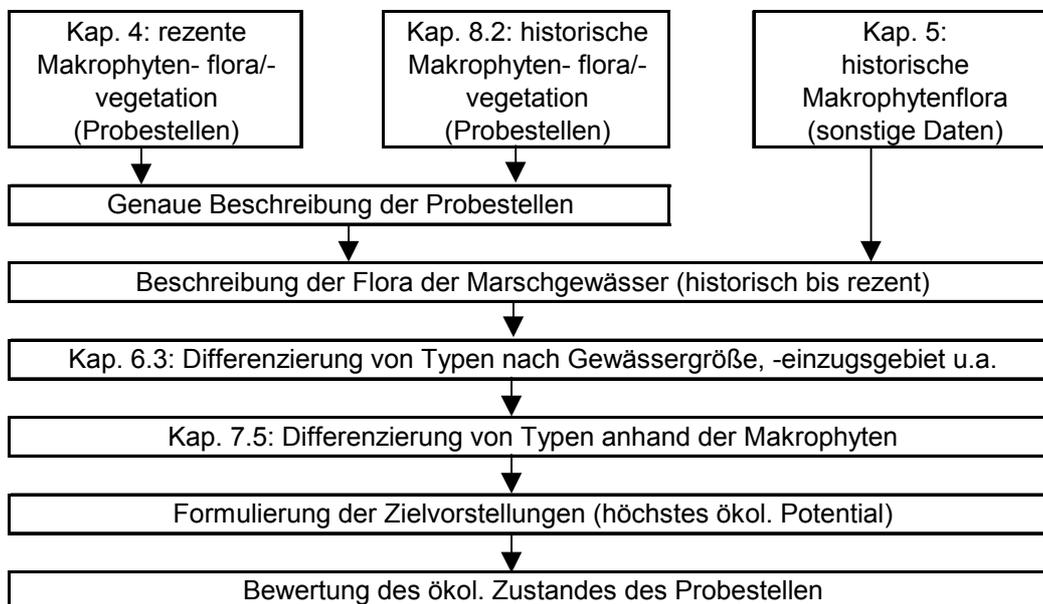


Abbildung 44: Ablauf Entwicklung Bewertungsverfahrens

Das Verfahren soll folgenden Anforderungen genügen:

- Das Verfahren ist einfach und übersichtlich.
- Das Verfahren ist robust gegenüber zufälligen bzw. nicht bewertungsrelevanten Variationen im Datensatz.
- Datenbasis sind Erhebungen mit Angaben zu Deckungsgraden und Gesamtdeckung der Makrophytenvegetation.
- Qualitative und quantitative Daten werden gleichrangig berücksichtigt.

⁶ Der verwendete Datensatz wird in wesentlichen Teilen in Kap. 8 vorgestellt. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da in Kap. 8 die Kenntnis des nachfolgend in Kap. 7 hergeleiteten Bewertungsverfahrens vorausgesetzt wird.

- Die Bewertung ist leicht nachvollziehbar, die Stufung ist auf das erforderliche Mindestmaß begrenzt.
- Die Skalierung erfolgt analog zum EQR-Verfahren (EQR = Ecological Quality Ratio – Ökologische Qualitäts Kennzahl), die Zuordnung des EQR zu einer der Güteklassen ‚schlechtes Potenzial‘, ‚unbefriedigendes Potenzial‘, ‚mäßiges Potenzial‘ bzw. ‚gutes/höchstes Potenzial‘ mit Bezug zur Definition nach REFCOND-GUIDANCE 2.3.
- Die Bewertung je Probestelle wird in einer Wertzahl ausgedrückt, aus welcher das ökologische Potenzial abgeleitet wird.
- Die Bewertungskriterien sind klar erkennbar und lassen sich bei Bedarf (Erkenntnisfortschritt) leicht ändern.
- Die Durchführung der Bewertung kann durch ein vorbereitetes Tabellenblatt rechnergestützt erfolgen (Excel-Tabelle mit implementierten Formeln).

7.2 Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Als Kriterien für die Bewertung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen sieht die WRRL die Artenzusammensetzung und Abundanz der sie bildenden Makrophytenarten vor. Für die charakteristischen Vegetationsbestände sind diese zu ermitteln und darzustellen. Für die rezente Vegetation liegen Daten in Form von Vegetationsaufnahmen für ca. 210 Gewässerstrecken vor. Die frühere Verbreitung ist weniger gut bekannt (Kap. 5), kann aber trotz der Datenlücken beschrieben werden.

Bewertung bedeutet immer den Abgleich eines Ist-Zustands (oder Potenzials) mit einem Ziel- oder Referenzzustand nach bestimmten Regeln. Die typspezifischen Referenzbedingungen können gemäß WRRL (Anhang II, 1.3) „raumbezogen“, d. h. von aktuell vorhandenen Referenzstellen oder aus Literaturangaben zu historischen Zuständen abgeleitet werden. Aufgrund der starken anthropogenen Überprägung der Marschgewässer und der ermittelten Daten ist davon auszugehen, dass für die Wasserkörper reale Referenzzustände aktuell kaum noch existieren. Damit sind für die Ableitung der Referenzbedingungen Literaturdaten erforderlich.

Bezugspunkt für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten sind, gemäß WRRL, Referenzbedingungen, die dem „sehr guten ökologischen Zustand“ entsprechen, wie er ohne oder mit nur geringfügigen anthropogenen Einflüssen vorliegt. Diese Referenzbedingungen sind gewässertypspezifisch, d. h. für jeden Gewässertyp gesondert zu definieren und mittels der biologischen Qualitätskomponenten zu charakterisieren. Die Bewertung der Qualitätskomponenten ist anhand eines Vergleichs von aktuell ermittelten Daten mit denen des Referenzzustandes durchzuführen.

Die Referenzbedingungen hängen hier in erster Linie von den hydromorphologischen Veränderungen ab, die notwendig sind, um die jeweiligen Gewässernutzungen zu gewährleisten. Um dennoch die optimale Annäherung an ein natürliches aquatisches Ökosystem beschreiben zu können, kann zur Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ der Referenzzustand desjenigen Wasserkörpers dienen, der dem

betreffenden „erheblich veränderten“ Wasserkörper am nächsten kommt (CIS-ARBEITSGRUPPE ECOSTAT 2003).

7.3 „Künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer nach WRRL

Ein „künstlicher Wasserkörper“ ist gemäß Artikel 2 Nr. 8 der Wasserrahmenrichtlinie ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper. Ein „erheblich veränderter Wasserkörper“ ist gemäß Artikel 2 Nr. 9 der Wasserrahmenrichtlinie ein Oberflächenwasserkörper, der infolge physikalischer Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde („in seinem Wesen“ bedeutet: in seinen hydrologischen sowie morphologischen Eigenschaften) und bei dem diese Veränderungen nicht ohne signifikante negative Auswirkungen auf die Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne rückgängig gemacht werden können.

Nach WRRL Artikel 4 (3) können „künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer ausgewiesen werden, wenn

- (a) die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der Hydromorphologie signifikante negative Auswirkungen hätten auf: die Umwelt im weiteren Sinne, Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen oder Freizeitnutzung, Tätigkeiten, zu deren Zweck Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Strom-erzeugung oder Bewässerung, Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung, andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen,
- (b) die Ziele nicht durch andere wesentlich bessere Umweltoptionen erreicht werden können (wenn technisch durchführbar und nicht unverhältnismäßig teuer).

In der Marsch sind aufgrund der langen Kulturgeschichte klare Trennungen zwischen „erheblich veränderten“ und „künstlichen“ Gewässern vielfach schwierig herzustellen oder nicht mehr möglich. Die meisten Gewässer haben, im Sinne von Artikel 2 Nr. 8 WRRL, zumindest künstlich hergestellte Abschnitte. Ein Teil der Gewässer hat seinen Ursprung in natürlichen Fließgewässern oder folgt noch abschnittsweise dem Verlauf alter Priele und ist damit gemäß Artikel 2 Nr. 9 WRRL als „erheblich veränderter Wasserkörper“ einzustufen. Hier ist in der Regel die Gewässerstruktur durch Eingriffe in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzung in der Aue vollständig verändert.

Die Entwicklung der Marschgewässer ist in Kap. 3 beschrieben. Die nicht tideoffenen Marschgewässer werden durchgehend als „künstlich“ bzw. aufgrund der tiefgreifenden hydromorphologischen Veränderungen, als „erheblich verändert“ eingestuft. Für „künstliche“ bzw. „erheblich veränderte“ Wasserkörper ist ein Wechsel in den Referenzbedingungen vom natürlichen Zustand zum potenziell Machbaren zu verzeichnen (höchstes ökologisches Potenzial). Anstelle des Umweltziels „guter ökologischer Zustand“, wie bei den natürlichen Gewässern, ist hier das „gute ökologische Potenzial“ das Ziel der WRRL. Dies kann bei Marschgewässern deutlich vom „guten ökologischen Zustand“ abweichen.

7.4 Differenzierung der Typen 22.1 und 22.2 anhand abiotischer Faktoren

Derzeit werden in Niedersachsen folgende Ausprägungen unterschieden: Strom der Marschen (22.3, nur Elbe und Weser), Flüsse der Marschen (22.2) mit Einzugsgebieten innerhalb der Grundmoränenlandschaften des Jung- und Altglazials und Gewässer der Marschen (22.1), deren Einzugsgebiet fast ausschließlich innerhalb der Marschen liegt und die direkt in die Nordsee bzw. die großen Unterläufe einmünden. Der Gewässertyp 22.1 Marschgewässer umfasst Gewässer mit sehr unterschiedlicher Größe und Vernetzung. Der Gewässertyp 22.1 Marschgewässer ist, wie in IBL (2004) dargelegt, bisher nicht hinreichend weiter differenziert worden. Für den Typ 22.2 liegt unter anderem eine Bearbeitung von Stiller (2005) aus Schleswig-Holstein vor.

Die Auswertung in Kap. 6.1 zeigt, dass sowohl einzelne Makrophytenarten als auch die von ihnen gebildeten Vegetationstypen nicht gleichmäßig auf die Probestellen im Untersuchungsgebiet verteilt sind. Dies zeigt sich vor allem für die Hydrophyten, während die Helophyten gleichmäßiger verteilt sind.

In LAWA (2004) wird darauf hingewiesen, dass noch nicht abgeschlossene Studien in Niedersachsen und Schleswig-Holstein trotz der starken anthropogenen Überformung erkennen lassen, dass Marschengewässer biozönotisch keine homogene Einheit darstellen, sondern dass sich Unterschiede in Abhängigkeit **von Gewässergröße, Salzgehalt und Beschaffenheit des Einzugsgebiets** und damit in Abhängigkeit von abiotischen Standorteigenschaften erkennen lassen.

Daher wurden für die Parameter Gewässerbreite (Kap. 6.3.3), Lage zur Geest als Beschreibung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets (Kap. 6.3.1) und Elektrische Leitfähigkeit (ELF, Kap. 6.3.4) die Beziehungen zu Abundanz der Hydrophyten herausgearbeitet.

Gewässerbreite

Die durchschnittliche Gesamtdeckung der Hydrophyten nimmt mit zunehmender Gewässerbreite ab (siehe Kap. 6.3.3). Betrachtet man die Hydrophyten (echte Wasserpflanzen) ohne Wasserlinsen und Kammlaichkraut und ohne Gem. Hornkraut und Haarförmiges Laichkraut, halbiert sich jeweils die durchschnittliche Deckung bei einer Untergliederung in schmale (< 5 m), mittelbreite (5 – 10 m) und breite (> 10 m) Marschgewässer. Der Effekt wird noch deutlicher, wenn man die Gewässerbreiten in zwei Klassen (bis 10 m Breite, über 10 m Breite) zusammen fasst.

Durchschnittliche Gewässerbreite	< 5 m	5 – 10 m	> 10 m
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Ceratophyllum demersum, Potamogeton pectinatus, P. trichoides)	18 %	9 %	5 %
	12 %		

Gräben (unter ca. 2,0 m Breite) werden hierbei nicht betrachtet, da diese nicht zum Gewässertyp 22.1 gerechnet werden. Diese Gliederung anhand der Gewässerbreite wurde auch bei der Untersuchung der Qualitätskomponente Fische gewählt (Bioconsult 2006)⁷. Die genannten Breiten stellen dabei keine scharfe Grenze dar, die Übergänge sind fließend. Die Breiten können sich zudem innerhalb eines Gewässers ändern. Bei der Festlegung zu bewertender Abschnitte ist daher die geschätzte Durchschnittsbreite heranzuziehen. Folgende Größenkategorien ergeben sich nach Bioconsult 2006:

Größenkategorie	Breite	Tiefe
Sehr kleine Marschgewässer (Gräben) *	< 2 m	i.d.R. < 1,0 m
Kleine Marschgewässer	2 bis < 5 m	i.d.R. < 1,5 m
Mittlere (mittelgroße) Marschgewässer	5 bis < 10 m	i.d.R. < 2,0 m
Große Marschgewässer	10 bis < 25 m	variabel, Max. > 2 m
Sehr große Marschgewässer	> 25 m	variabel, Max. > 2 m
* Einzugsgebiet unter 10 km ² , hier nicht bearbeitet		

Beschaffenheit des Einzugsgebiets - Naturräumlicher Bezug

Die naturräumliche Gliederung des Einzugsgebietes bildet sich in der Vegetation in unterschiedlichem Ausmaß ab und ist vor allem an den Enden der Skalen (reine Marschgewässer ohne weitere Einflüsse – Marschgewässer mit starken Geesteinflüssen) sehr gut erkennbar. Eine Reihe von Hydrophyten-Arten zeigt auffällige Verbreitungsschwerpunkte im Geestrandbereich (z.B. *Potamogeton natans*).

Geesteinflüsse wirken sowohl über die Wasserqualität auf die abiotischen Habitatparameter als auch über den Eintrag von Diasporen (Samen, Rhizome, lebensfähige Pflanzenteile). Letzteres ermöglicht es Makrophytenarten, auch nach Störungen ihres Wuchsortes (z.B. durch eine Grundräumung) diesen wieder zu besiedeln.

Dieser naturräumliche Bezug kann entweder individuell für jedes Gewässer oder anhand übergreifender Kriterien beschrieben werden. Einfach zu ermitteln ist die Entfernung zur Geest (Luftlinie). Diese enthält einen Bezug zum Marschanteil im Einzugsgebiet und ist gut zu erfassen. Aus der Herleitung in Kap. 6.3.1 ergeben sich folgende geeignete Klassengrenzen für naturräumliche Kategorien:

Naturräumliche Kategorie	Entfernung zur Geest (Luftlinie)	Anteil der Marsch am Einzugsgebiet
Geestnahes Marschgewässer	< 8 km	variabel, gering bis deutlich
Geestfernes Marschgewässer	> 8 km	sehr hoch

Allerdings ist eine pauschale Heranziehung dieser Grenze von 8 km Entfernung schwierig, da der naturräumliche Einfluss regional erheblich abweichen kann. In Teilbereichen können deutlich geestnähere Marschgewässer lediglich von der Marsch geprägt sein, d.h. das Einzugsgebiet wird weitestgehend von der Marsch geprägt, der

⁷ Hierzu erfolgte während der Bearbeitung ein fachlicher Austausch. Dabei wurde auch berücksichtigt, dass eine korrespondierende Kategorisierung für die weitere Umsetzung der WRRL vorteilhaft ist.

Einfluss eventueller Zuflüsse aus der Geest ist gering. Es wurden daher zusätzlich zusammenhängende Marschbereiche abgegrenzt:

Marschbereich A	Emsmarsch
Marschbereich B	Wangerländer Marsch
Marschbereich C	Wesermarsch
Marschbereich D	Wurster Marsch
Marschbereich E	Elbmarsch

Dies ist in Abbildung 45 zusammen mit der Linie der 8 km-Geestentfernung dargestellt.

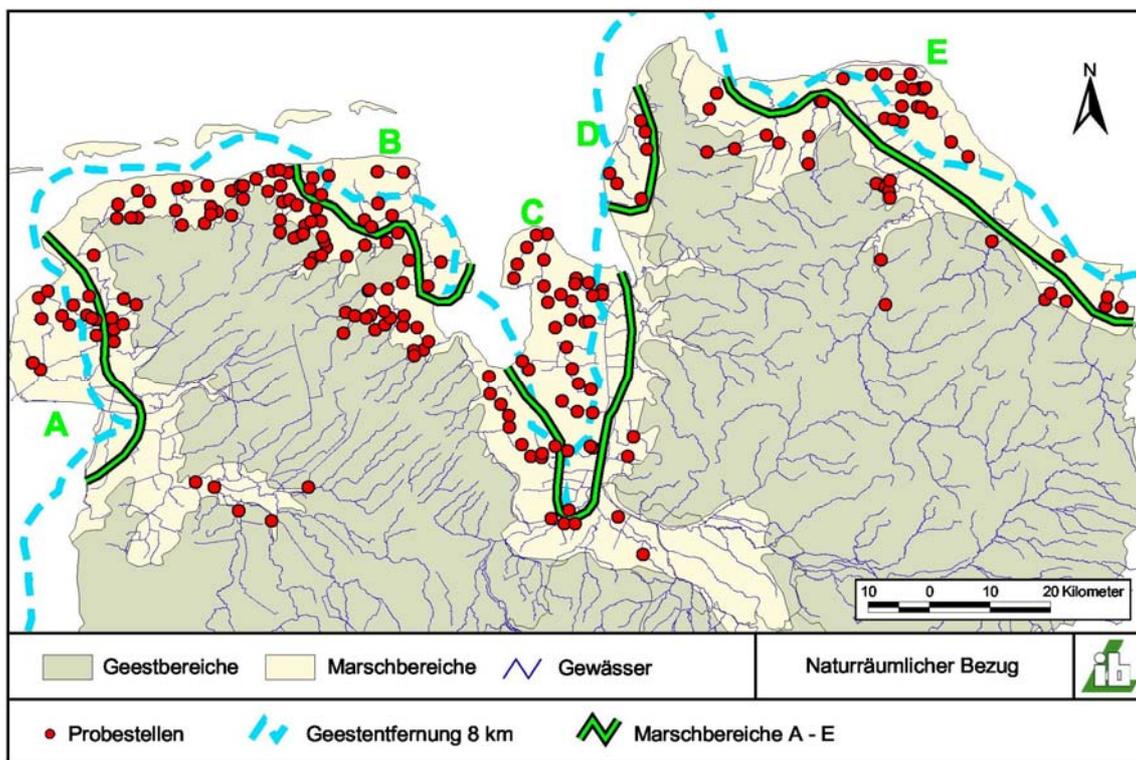


Abbildung 45: Naturräumlicher Bezug

Als „geestferne Marschgewässer“ werden alle Gewässer betrachtet, die weiter als 8 km von der Geest entfernt sind. Zusätzliche werden alle Gewässer, die innerhalb der Marschbereiche A bis E bzw. liegen, ebenfalls als „geestferne Marschgewässer“ betrachtet, auch wenn sie näher als 8 km zur Marsch liegen.

Salinität – Elektrische Leitfähigkeit (ELF)

Die Salinität ist grundsätzlich unabhängig von den Grundtypen und steht in Bezug zum Vorflut-Management. Gewässer mit Tideeinfluss oder Zuwässerung über Siele können schwankende Salinität aufweisen. Aus der Herleitung in Kap. 6.3.4 ergeben sich folgende geeignete Klassengrenzen für naturräumliche Kategorien:

Kategorie Salinität – Elektrische Leitfähigkeit (ELF)	ELF [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Salinität [‰]
geringe Salinität – Elektrische Leitfähigkeit (ELF)	ca. 300 - 1.500	ca. 0,20 - 0,98
mittlere – geringe Salinität – Elektrische Leitfähigkeit (ELF)	> 1.500 - 5.000	> 0,98 - 3,25
erhöhte Salinität – Elektrische Leitfähigkeit (ELF)	> 5.000	> 3,25
zum Vergleich: Seewasser (bei 25 °C)	53.000	35,00

Wasserstände – Fließgeschwindigkeit und -richtung

Marschgewässer weisen entweder eine natürliche Vorflut auf oder unterliegen einer Regelung durch Schöpfwerke bzw. Siele.

Dies wirkt sich sowohl auf die Konstanz der Wasserstände als auch auf die Fließgeschwindigkeit bzw. –richtung aus. Weitere Einflussgrößen sind Niederschläge sowie mögliche Querschnittsverengungen durch Makrophytenwuchs sowie die Unterhaltung.

Gewässerbereiche nahe der Mündung bzw. des Siels weisen deutliche Wasserspiegelschwankungen auf, weiter landein liegende Bereiche reagieren deutlich gedämpfter. Außerdem gibt es deutliche Unterschiede je nach Lage des Mündungssiels. An der Küste sind die Schwankungen geringer, da meist keine Zuwässerungsmöglichkeit besteht. Bei der Lage am Tidefluss sind die Schwankungen stärker, da Zuwässerungsmöglichkeit besteht.

Eine weitere Beeinflussung ergibt sich aus der Zusammensetzung der Einzugsgebiete. Reine Marschgebiete (kein bzw. kaum grundwassergespeister Basisabfluss) weisen stärkere Wasserspiegelschwankungen auf als Gebiete mit hohem Geesteinfluss (deutlicher grundwassergespeister Basisabfluss), in denen die Wasserspiegelschwankungen gedämpfter sind.

Aus dieser Herleitung ergeben sich folgende geeignete Klassengrenzen für naturräumliche Kategorien:

Naturräumliche Kategorie	Strömungs-/Wasserstandskonstanz	Vorflut-Management
Tideoffenes Marschgewässer	Tidenhub $\geq 1,5$ m	keines
Tideoffenes Marschgewässer	abhängig vom Tideeinfluss, landein abnehmend, Tidenhub $< 1,5$ m – 0,3 m,	keines
Nicht tideoffenes Marschgewässer	stark variierend, abhängig vom Sielbetrieb bzw. Schöpfbetrieb, abhängig von Lage (Beeinflussung durch Geest)	stark variierend, Siel, Schöpfwerk

Gewässerboden

Der Gewässerboden der Marschgewässer wird von Fluss- und Seemarsch geprägt, vielfach finden sich organische Auflagen. Einen Sonderfall stellen Marschgewässer dar, die Moorböden aufweisen. Hieraus ergeben sich folgende geeignete Klassengrenzen für naturräumliche Kategorien: Marschgewässer mit deutlichen Mooranteilen im Boden – Marschgewässer mit Marschboden.

7.5 Differenzierung der Typen 22.1 und 22.2 anhand der Makrophytenvegetation

7.5.1 Klassifikation der Makrophytenvegetation

Der Vergleich der Gewässer hat gezeigt, dass sich die Makrophytenausstattung der untersuchten Gewässer qualitativ und quantitativ unterscheidet. Die Unterschiede bestehen vor allem im Anteil verschiedener Wuchsformen (submerse (weitgehend unter der Wasseroberfläche wachsend) und emerse (über die Wasseroberfläche ragend)) der Makrophyten sowie den sehr eingeschränkten Halophyten (salzliebende Arten).

Zur Klassifikation der Makrophytenvegetation von Gewässern gibt es unterschiedliche Ansätze (siehe Kap. 4.2). Die von Braun-Blanquet (1964) entwickelte Methode geht davon aus, dass Pflanzen in ihrem Vorkommen nicht einzeln oder isoliert leben, sondern mit anderen Arten vergesellschaftet sind. Bei dieser Methode wird zunächst ein bestimmter Pflanzenbestand, bei der die Pflanzen "quasi-homogen" verteilt sind erfasst, indem die Pflanzenarten notiert werden und ihre Deckung oder Mächtigkeit auf der Fläche geschätzt wird. Anschließend werden die verschiedenen "Aufnahmen" in Tabellen nach der Ähnlichkeit der erfassten Parameter nebeneinander gestellt. Mehrere ähnliche Bestände können zu pflanzensoziologischen Einheiten zusammengefasst und mit solchen aus anderen Gebieten verglichen werden.

Gegen die Verwendung pflanzensoziologischer Systeme, wie von Preising et al. (1990) für Niedersachsen vorgelegt, spricht hier schon die Notwendigkeit homogener, meist relativ kleiner Aufnahmeflächen, die mit den Anforderungen an ein Bewertungsverfahren zur Umsetzung der WRRL nicht zur Deckung zu bringen sind. Auch ist es schwierig, mit dieser Methode längere Gewässerabschnitte zu bearbeiten.

Eine Alternative ist die physiognomisch-ökologische und ökologisch-standörtliche Vegetationsgliederung. Hier werden vor allem die Gestalttypen oder Wuchsformen sowie die Lebensformen der in einem bestimmten Bestand vorkommenden (und dominierenden) Arten berücksichtigt. Die untersuchten (Fließ-)Gewässerstrecken sind in der Regel 50 bis 100 m lang. Für Niedersachsen liegt mit der Arbeit von Herr et al. (1989) eine umfassende Bearbeitung der Fließgewässer vor, die auf einer Beschreibung und Gliederung der Vegetation anhand der Wuchsformen und dominanten Arten beruht. Diese Arbeit von Herr et al. (1989) bildet nach wie vor die einzige flächendeckende Übersicht zur Fließgewässervegetation Niedersachsens. In Nordrhein-Westfalen wird dieser Ansatz als Basis zur Bewertung gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie eingesetzt (van de Weyer 2003). Nachfolgend wird daher auf der von Herr et al. (1989) entwickelten Vorgehensweise aufgebaut.

7.5.2 Wahl der räumlichen und zeitlichen Randbedingungen für die Datenerhebung

Bei ökologischen Untersuchungen ist zu beachten, dass ein begrenzter räumlicher und zeitlicher Ausschnitt aus sehr viel größeren Zusammenhängen die Grundlage für die Beschreibung des Systemverhaltens, hier der Qualitätskomponente Makrophyten, bildet. Erfassen lassen sich im Rahmen einer Untersuchung der Makrophyten nur bestimmte Muster wie die Art und Menge der Makrophyten innerhalb der Probestrecke zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Mechanismen oder Umweltbedingungen, die diese Muster beeinflussen, sind zum großen Teil nicht sichtbar. Sie können entweder durch die Untersuchung anderer Parameter (z.B. Analyse von Wasserinhaltsstoffen) oder weiterer Informationen (z.B. über Art und Zeitpunkt der Unterhaltung) beleuchtet werden. Die Aussagen gelten zunächst nur für den Zeitpunkt der Untersuchung. Erst mit mehrfacher Probenahme können Dynamik und Konstanz beurteilt werden.

Aus diesen Überlegungen werden Regeln zur Erhebung von Daten abgeleitet.

Zeitliche Varianz

Innerhalb eines Jahres können die Artenzusammensetzung der Makrophyten und die Deckungsanteile der einzelnen Arten stark variieren. Abbildung 46 zeigt ein von Wasserschwebern (hauptsächlich Wasserlinsen) geprägtes schmales Gewässer (Marschgraben). Der Typ änderte sich in der Vegetationsperiode bis August wenig, die Deckungsgrade der einzelnen Arten jedoch deutlich. Zum Spätsommer hin nahmen die Röhrichtarten (Großer Schwaden, Igelkolben) stark zu.

In Abbildung 47 ist die in monatlichem Abstand erfasste Vegetation eines langsam fließenden, schmalen, marschähnlichen Gewässers dargestellt. Beide Beispiele zeigen, dass in den Monaten Juli und August der Höhepunkt der Vegetationsentwicklung erreicht ist. Im Juni sind in der Regel alle Arten, wenn auch mit geringeren Deckungsgraden vertreten, im September setzt in Abhängigkeit von der Witterung die Dekomposition der echten Wasserpflanzen ein. Vielfach beginnt die Unterhaltung der Gewässer bereits im August, so dass der Juli den optimalen Zeitpunkt zur Untersuchung der Makrophytenvegetation in Marschgewässern darstellt. In der Regel ist der Zeitraum von ca. Mitte Juni bis ca. Mitte September für Untersuchungen geeignet, wobei sicherzustellen ist, dass die Untersuchung vor der Durchführung von Unterhaltungsmaßnahmen erfolgt und keine sonstige Störungen (z.B. Hochwasser) die Arbeiten beeinträchtigen. Unter diesen Rahmenbedingungen ist eine einmalige Erfassung im Jahr zur Erfüllung der Anforderungen der WRRL ausreichend.

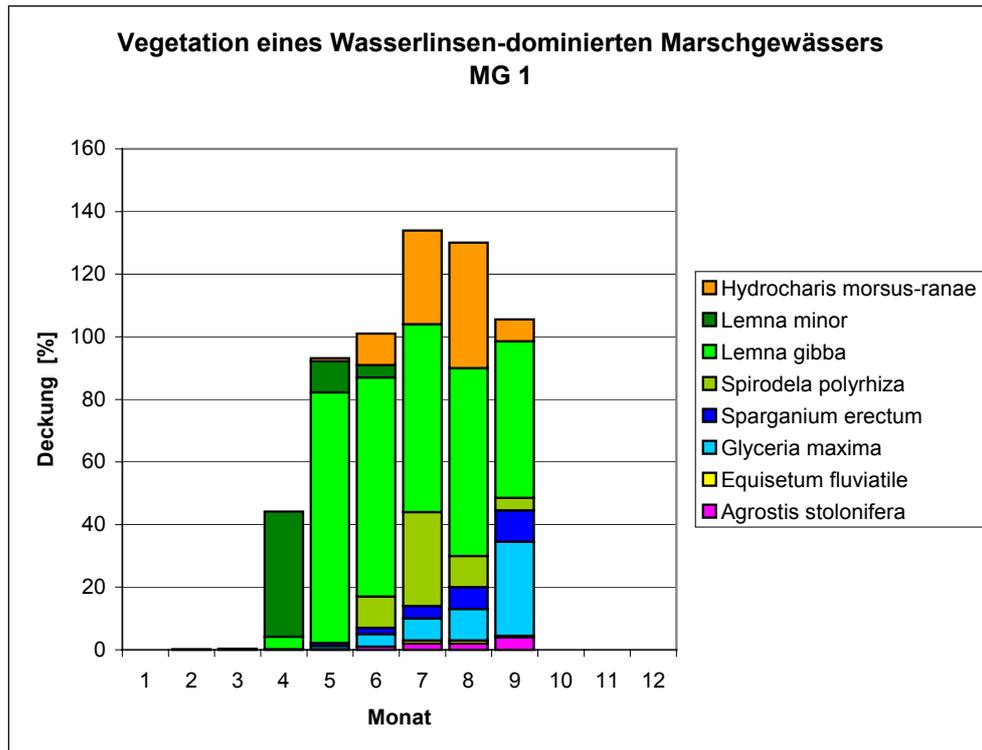


Abbildung 46: Vegetationsentwicklung in einem Marschgraben

Quelle: Brux (2006). Dargestellt sind die den Großteil der Vegetation bildenden Arten.

Langzeituntersuchungen zeigen, dass die Entwicklung der Makrophytenvegetation in jedem Jahr anders verlaufen kann. Abbildung 47 gibt ein Beispiel über drei Jahre aus einem langsam fließenden, flachen Fließgewässer mit einer für Marschgewässer typischen Vegetation. Die Vegetation desselben Gewässers über einen Zeitraum von 20 Jahren zeigt Abbildung 48. In diesem Beispiel wird deutlich, dass die Deckungen der einzelnen Arten jedes Jahr andere Werte aufweisen, starke Veränderungen von einem zum nächsten Jahr jedoch nur selten auftreten. Weitere Beispiele aus Marschgewässern finden sich in Kap. 6.5.

Die Auswertungen älterer Vegetationsaufnahmen in Kap. 8.1 und 8.2 und auch publizierte Daueruntersuchungen (z.B. Wiegleb et al. 1989) führen zu dem Schluss, dass in einem Zeitraum von ca. 10 bis 20 Jahren bei den meisten untersuchten Gewässern deutliche Änderungen von Flora und Vegetation aufgetreten sind.

Um den ökologischen Zustand der Gewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL zu überwachen, ist demzufolge keine jährliche Untersuchung erforderlich, jedoch dürfen die zeitlichen Abstände zwischen den Untersuchungen so groß werden, dass wichtige Änderungen nicht erkannt werden.

Eine Untersuchung ca. alle 5 Jahre ist in der Regel als ausreichend anzusehen.

Langsam fließendes schmales Fließgewässer

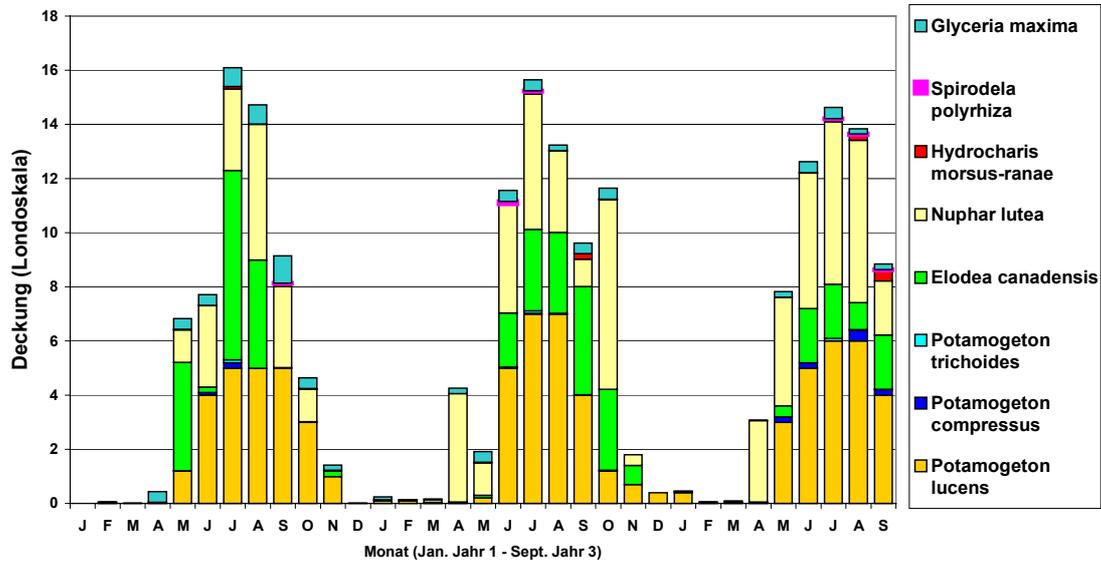


Abbildung 47: Monatliche Vegetationsentwicklung, marschähnliches Gewässer

Quelle: Brux (2006).

Langsam fließendes schmales Gewässer 1986-2005

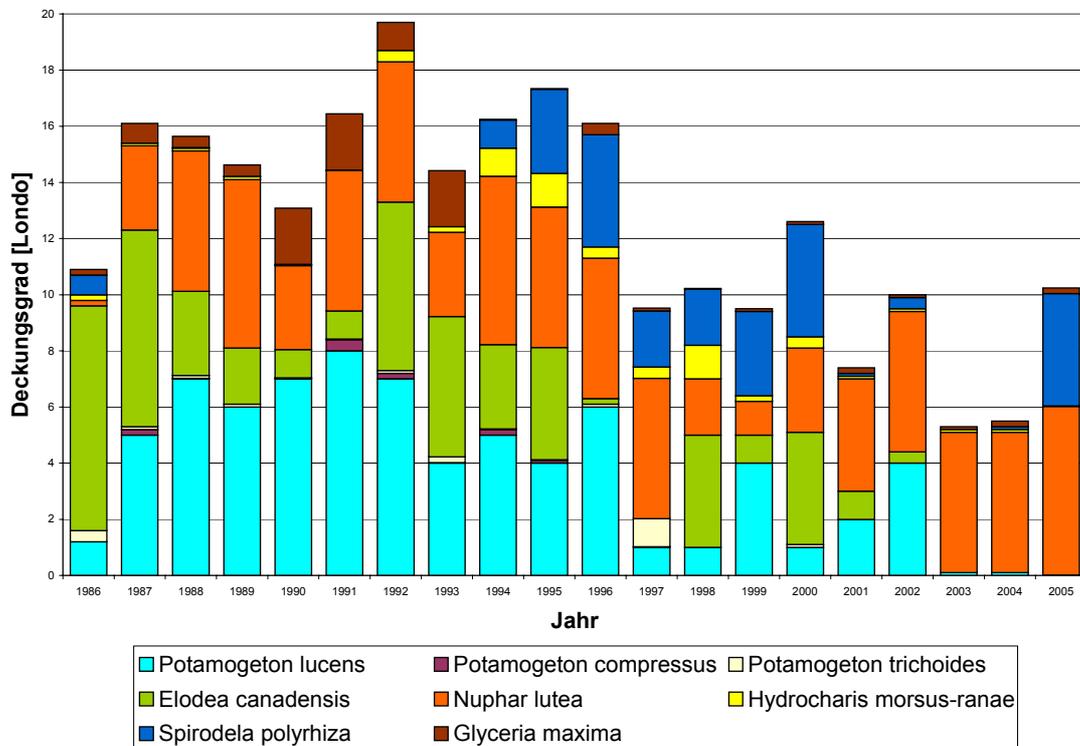


Abbildung 48: Vegetationsentwicklung über 20 Jahre, marschähnliches Gewässer

Quelle: Brux (2006). Erfassung jeweils ca. Ende Juli.

Räumliche Varianz

Die Frage der räumlichen Betrachtungsebenen wurde bereits Kap. 7.1 angesprochen. Ca. 100 m lange Gewässerstrecken bilden die Basis für viele Untersuchungen und haben sich bewährt. Die zur Überwachung des ökologischen Zustandes der Gewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL erforderliche Anzahl an Gewässerstrecken hängt von der Struktur des jeweiligen Gewässers ab.

Eine Untersuchung von mindestens 3 Probestrecken in einem Gewässer ist in der Regel als ausreichend anzusehen.

7.5.3 Klassifikation der Makrophytenvegetation

Die Typisierung der Vegetation erfolgt anhand von Wuchsformen und charakterisierenden Arten. Sie folgt dem Ansatz von Herr et al. (1989) für Niedersachsen entwickelten Ansatz. Es werden 5 Haupttypen und 12 Untertypen abgegrenzt.

Haupt-Typ	Unter-Typ	Charakterisierende Arten		
		Dominant	Häufig	Selten
1 Sparg.- emersum Gesell- schaft	Nympaeiden- reicher Typ	Nuphar lutea, Potamogeton natans, Sparganium emersum, Sagittaria sagittifolia	Hydrocharis morsus-ranae	
	Batrachiden- reicher Typ	Callitriche platycarpa, C. obtusangula, C. hamulata	Elodea canadensis, Potamogeton pusillus	
	Elodeiden- typ	Ceratophyllum dem, Elodea canadensis	P. natans, P. pu sillus, P. trichoides, P. pectinatus	Elodea nuttallii
2 Magnopotamiden- reicher Typ	arten- reich	P. alpinus, P. natans, P. lucens, P. perfoliatus, P. polygonifolius	P. lucens, P. alpinus, P. crispus	P. trichoides, P. pusillus
	arten- arm	P. natans	Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis	P. trichoides, P. pusillus
3 Parvo- potamiden- reicher Typ	artenreich		P. acutifolius, P. pusillus, P. obtusifolius, P. compressus, P. panormitanus, P. trichoides	
	artenarm	Pot. pectinatus, P. trichoides	P. trichoides, P. pusillus, Ceratophyllum demersum	P. natans
4 Pleusto- phyten- reicher Typ	Lemniden-reich	Lemniden	Pot. pectinatus	Ceratophyllum demersum
	Verarmungs-typ	Algen	Lemniden, Pot. pectinatus	Ceratophyllum demersum
5 Helophyten- reicher Typ	Phragmites-Typ	Phragmites, Phalaris	Glyceria maxima, Phalaris, Agrostis	
	Gräser-Typ	Agrostis	Phalaris	
	Nitrophyten-Typ	Nitroph. Helophyten	Phalaris	

Abbildung 49: Übersicht Vegetationstypen der Marschgewässer

Diese Vegetationstypen erlauben die Beschreibung der Makrophytenvegetation. Sie werden jedoch nicht direkt zur Bewertung herangezogen, sondern liefern eine der Grundlagen für Festlegung von Wertzahlen für einzelne Makrophytenarten in Kap. 7.6.

7.6 Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ und des „sehr guten Zustandes“ anhand der Makrophytenvegetation

7.6.1 Potenzielle natürliche Vegetation

Eine Grundlage für die Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ und des „sehr guten Zustandes,“ ist die Betrachtung der „Heutigen potenziellen natürlichen Vegetation“ (HpnV oder PNV). Die HpnV beschreibt einen theoretischen Zustand, der sich unter den gegenwärtigen Standortbedingungen ohne weitere menschliche Einflüsse einstellen würde. Menschliche Einflüsse werden nur insoweit mit einbezogen, wie sie in der Vergangenheit zu irreversiblen Veränderungen des Standortes geführt haben. Dieser Theorie liegt eine deterministische Sicht zugrunde, nach der sich nach einer mehr oder weniger langen Entwicklung ein vorhersagbares Endstadium der Vegetation einstellt, das sich im Gleichgewicht mit den Standortbedingungen befindet.

Grundproblem ist dabei, dass ein dynamisches, sich ständig im Wandel befindliches komplexes System stark vereinfacht und auf einen statischen Zustand hin reduziert werden muss. In Gewässern ist dies besonders schwierig, da neben (oder anstatt) der natürlichen Dynamik noch anthropogene Faktoren wie Steuerung der Wasserstände, Stoffeinträge und Unterhaltung eine große Rolle spielen, deren vollständige Ausblendung als realitätsfern anzusehen ist. Trotzdem können entsprechende Überlegungen hilfreich sein, um das ökologische Potenzial bestimmter Standorte zu beschreiben.

Bei Darstellungen der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (HpnV oder PNV) werden Gewässer meistens nicht berücksichtigt, sondern einschließlich ihrer Aue den Auen- und Niederungswäldern oder einem einheitlichen Typ wie „Größere Oberflächengewässer mit Wasserpflanzen- und Röhrichtgesellschaften“ (Kaiser & Zacharias 2003) zugeordnet.

Schaumburg et al. (2004) weisen auf die u.a. „vorrangige Aufgabe“ entsprechend den Anforderungen der WRRL hin, nicht nur „Referenzbiozönosen“, sondern auch „Degradationsstufen“ für die verschiedenen Gewässertypen „zu ermitteln und zu definieren“. Degradation erfolgt in Raum und Zeit. Sie kann nur durch die Betrachtung der historischen und aktuellen Verbreitung von Makrophyten ermittelt werden. Ein wichtiges Werkzeug ist hierbei die Beschreibung der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (HpnV oder PNV).

Eine Rekonstruktion der naturnahen Wasservegetation niedersächsischer Fließgewässer haben Herr et al. (1989) auf der Basis eines bis 1982 reichenden Datensatzes vorgenommen. Auch sie weisen darauf hin, dass der Begriff „potenziell natürliche Vegetation“ in dynamischen und anthropogen überformten Systemen zu Schwierigkeiten führt. Noch verstärkt gilt dies für Marschgewässer, da zunächst zu definieren ist, wie das Aufhören des menschlichen Einflusses konkret aussehen soll:

- 1 Gegebene hydrochemische Bedingungen bei Vermeidung von Störungen wie toxischen Einträgen oder Grundräumung.

- 2 Allmähliche Verbesserung der hydrochemische Bedingungen bis hin zum regional möglichen Optimum ohne Änderung der Gewässermorphologie.
- 3 Allmähliche Verbesserung der hydrochemische Bedingungen bei gleichzeitiger Entwicklung zu einer „natürlichen“ Gewässermorphologie (entweder mit oder ohne Berücksichtigung der Wiedereinwanderung des Bibers)

Aus heutiger Sicht fehlt ein 4. Szenario, das den Einsatz aktiver Maßnahmen im Sinne der WRRL beinhaltet. Hierbei wären Maßnahmen zu Wiederherstellung des Tideeinflusses, der Verzicht auf Unterhaltung etc. denkbar. Auch extreme und unrealistische Varianten wie die Betriebseinstellung von Schöpfwerken und Sielen entsprächen dem Konzept der HpnV.

Herr et al. (1989) nehmen eine Kombination der Szenarien 2 und 3 für folgende Grobtypen des Fachlandes an (Tabelle 11):

Tabelle 11: Reaktion von Makrophytenzönosen auf anthropogene Störungen

Gewässertyp	Naturnähe		
	naturnah	mäßig gestört	stark gestört
1: Marschgewässer, träge fließende Gewässer	u.a. arten- und lebensformenreiche Schwimmblattgesellschaften	Artenarme Schwimmblattgesellschaften, Aufkommen von Kleinlaichkräutern und Pleustophyten	Lemniden und Algengesellschaften
2: Potamale Bäche	Sparganium-emersum Gesellschaft mit Großlaichkräutern, artenreich	Sparganium-emersum Gesellschaft, verschiedene Ausbildungen	Einart-Bestände von Nypaeiden oder Kleinlaichkräutern, Fadenalgen
3: Rhithral beeinflusste Bäche	Callitricho-Myriophyllum bzw. strukturell ähnliche Bestände, Oberläufe z.T. mit Litorelletea-Arten	Elodea- und Sparganium-reiche Batrachiden-Bestände, Ranunculus fluitans-Bestände	Einart-Bestände verschiedener Batrachiden oder Kleinlaichkräuter, Verödung
4: Größere Flachlandflüsse	Arten- und lebensformenreiche Schwimmblattgesellschaften, überwiegend randlich	reine Schwimmblattbestände, randlich	keine Makrophyten, Phytoplankton-Entwicklung

Quelle: nach Herr et al. (1989), verändert

Dem Naturraum „Watten und Marschen“ sind die Gewässertypen 1 und 2 zugeordnet⁸. Unter dem Gewässertyp 1 fassen die Autoren träge fließende Gewässer zusammen, die sich vor allem in den Marschgebieten befinden, von Natur aus relativ nährstoffreich sind und deren Fließgeschwindigkeit 0,2 m/sec meist nicht überschreitet und auch Stagnationsphasen beinhaltet. Gewässertyp 2 umfasst Gewässer mit sandigem Sediment und organischer Auflage aus allen Bereichen des Flachlandes, die ursprünglich ebenfalls mäßig nährstoffreich sind.

⁸ Einschränkung ist anzumerken, dass Herr et al. (1989) nur Fließgewässer i.e.S. und damit nur einen Teil des Typs 22.1 bearbeitet haben.

Gewässertyp 3 (Rhithral beeinflusste Bäche) kommt in der Marsch nicht vor. Gewässertyp 4 (Größere Flachlandflüsse) umfasst die Typen 22.2 und 22.3. Typ 22.3 wird nicht weiter betrachtet.

Gewässertyp 1 beschreibt am besten die Marschgewässer des Typs 22.1. Dem Gewässertyp 2 zuzuordnende Gewässer mit sandigem Sediment und organischer Auflage können marschähnliche Eigenschaften annehmen, so dass ihre Makrophytenvegetation vergleichend herangezogen werden kann. Gewässertyp 4 beschreibt am besten die Marschgewässer des Typs 22.2 und 22.3.

7.6.2 Referenzbedingungen und Umweltqualitätsnormen

Die Referenzbedingungen und die Umweltqualitätsnormen für „künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer ergeben sich nach Artikel 4 Abs. 1 Nr. a) Ziffer III WRRL aus dem „höchsten ökologischen Potenzial“. Damit ist das potenziell Mögliche als Referenz heranzuziehen (Dörr & Schmalholz 2002). Dieses Konzept weicht von dem der „heutigen potenziellen natürlichen Vegetation“ ab, da es kein Ende des menschlichen Einflusses voraussetzt. Gemäß dem „Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern“ sind vielmehr bei der Ermittlung des „höchsten ökologischen Potenzials“ für „erheblich veränderte“ Wasserkörper die spezifischen Nutzungen dieser Gewässer ohne signifikante Einschränkungen zu gewährleisten (CIS-ARBEITSGRUPPE HMWB 2002). Das „höchste ökologische Potenzial“ stellt somit als Referenzbedingung die höchstmögliche ökologische Gewässergüte dar, nachdem einerseits alle Maßnahmen zur Begrenzung ökologischer Schäden und Beeinträchtigungen getroffen wurden, die andererseits keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die entsprechend spezifizierte Nutzung (oder die Umwelt) haben.

Für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper müssen ein „gutes ökologisches Potenzial“ und ein guter chemischer Oberflächengewässerzustand erreicht werden. Dabei darf die Abweichung vom „höchsten ökologischen Potenzial“ nur geringfügig sein (CIS-ARBEITSGRUPPE HMWB 2002).

Annex II Nr. 1.3 (ii) + Annex V Nr. 1.2.5

Referenzbedingung = höchstes ökologisches Potenzial: Es sind alle Maßnahmen zur Gewährleistung der bestmöglichen Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit getroffen worden

Artikel 4 (1) (a) (iii) + Annex V Nr. 1.2.5

Umweltqualitätsziel = gutes ökologisches Potenzial: Die Biologie weicht geringfügig vom Referenzzustand (höchstes ökologisches Potenzial) ab

Die WRRL gibt zunächst eine allgemeine Bestimmung der ökologischen Qualität vor (Tabelle 12). In 5 Stufen werden die ökologischen Zustände anhand der Abweichung zu den Referenzbedingungen definiert.

Tabelle 12: Allgemeine Bestimmung des ökologischen Zustands

Zustand	Definition
5 Sehr guter Zustand	Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen (Referenzbedingungen). Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an (Referenzbedingungen). Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.
4 Guter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen).
3 Mäßiger Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen). Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.
2 unbefriedigender Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Typs oberirdischer Gewässer weisen stärkere Veränderungen auf, die Biozönosen weichen erheblich von denen ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen).
1 schlechter Zustand	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Typs oberirdischer Gewässer weisen erhebliche Veränderungen auf, große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen), fehlen.
Nach: LWBÜVO – Landesgewässerbestandsaufnahme und -zustandsüberwachungs-Verordnung (Stand vom 06.10.2004) Rheinland-Pfalz, verändert.	

Für die weitere Bearbeitung wird davon ausgegangen, dass die in den untersuchten Gewässern vorliegenden Nutzungen (vor allem Gewährleistung der vorzuhaltenden Vorflut, Hochwasserschutz) und die damit einhergehenden anthropogenen Maßnahmen (vor allem Unterhaltung) im Grundsatz beibehalten werden. Das bedeutet, dass zur Erreichung der WRRL-Ziele keine Wiederherstellung einer (im Einzelfall meist unbekannt) historischen Situation hinsichtlich der hydromorphologischen Komponenten erfolgt. Zur Erreichung der WRRL-Ziele bestehen grundsätzliche Möglichkeiten der Optimierung wie Wasserstandsmanagement, Reduktion der Nährstofffrachten, strukturelle Verbesserungen, Optimierung der Unterhaltungsformen und –intensitäten.

Zur Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ sollen Abweichungen von den Deskriptoren für diejenigen natürlichen Oberflächengewässerkategorien, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind (Anhang II, Nr. 1.1/v der Wasserrahmenrichtlinie), schrittweise untersucht und gemäß Anhang V, Nr. 1.2.5 der Wasserrahmenrichtlinie bewertet werden. Falls keine

Daten und Referenzstandorte vorliegen, wird für die Arbeiten die Methode des Expertengutachtens verwendet. Diese Untersuchung und Bewertung erfolgte in Kap. 6.

Zum Vergleich können grundsätzlich folgende Datensätze herangezogen werden:

- Historische Vegetation der Marschgewässer unter natürlichen Bedingungen (kaum Daten)
- Historische Vegetation der Marschgewässer unter den Bedingungen anthropogener Veränderungen (ca. 30 Jahre zurückreichend für Teilgebiete vorhanden)
- Aktuelle Vegetation der Marschgewässer unter mehr oder weniger naturnahen Bedingungen (Daten vorhanden)
- Aktuelle Vegetation der Marschgewässer unter den Bedingungen anthropogener Veränderungen (umfangreiche Daten vorhanden)
- Aktuelle und frühere Vegetation von Marschgewässern vergleichbarer Gewässer der Oberflächengewässerkategorie „Fluss“ (Fließgewässer) im Flachland (langsam fließende Abschnitte) (umfangreiche Daten vorhanden)

Zur rezenten Makrophytenflora und -vegetation (einschließlich Abundanzen) liegen umfassende Daten vor. Die historische Makrophytenflora und -vegetation lässt sich im Wesentlichen aus der Literatur herausarbeiten, für Abundanzen ist dies nur sehr eingeschränkt möglich (siehe auch Kohler & Veit 2003). Die festgestellten Unterschiede der aktuellen und historischen Makrophytenflora und -vegetation können geologisch, gewässermorphologisch, hydrologisch oder chorologisch bzw. durch die der Zufälligkeit unterworfenen Ausbreitungsmechanismen bedingt sein. Wie zahlreiche Arbeiten belegen, ist es trotzdem möglich, das „höchste ökologische Potenzial“ anhand von Makrophyten bewertend zu beschreiben (Herr et al. 1989, van de Weyer 2001; Kohler & Schneider 2003; Kohler & Veit 2003; Schütz et al. 2005, Stiller 2005).

Nur für tideoffene Marschgewässer sind noch natürliche Marschgewässer als Referenz verfügbar (Stiller 2005); allerdings sind auch diese bezüglich Tidehub und Wasserqualität deutlich verändert. Für alle anderen Marschgewässer ist dies nicht möglich, da spätestens mit der mittelalterlichen Eindeichung ein irreversibler Prozess anthropogener Veränderungen eingeleitet wurde, der die Marschgewässer zunehmend veränderte und sie in die Abhängigkeit regelmäßiger Unterhaltung und künstlicher Vorflutsteuerung (Schöpfwerke, Siele) brachte. Die Unterhaltung ist – im Gegensatz zu natürlichen Fließgewässern der Geest – heute für viele Gewässer Existenzvoraussetzung. Ohne Unterhaltung wäre der Weg zur Verlandung und damit zum Ende des Gewässers vorgezeichnet. In vielen tief gelegenen Marschgebieten würde ein Verzicht auf Sielen bzw. Schöpfen zu großflächigen Überschwemmungen führen. Das Gedankenmodell der heutigen potenziell natürlichen Vegetation führt daher hier nicht zum Ziel. Als Ausgangspunkt ist der realitätsnähere Ansatz von Herr et al. (1989) zur „Rekonstruktion der naturnahe Wasservegetation“ geeignet (Kap. 7.6.1).

Der für die Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ für „erheblich veränderte“ Gewässer geforderte Vergleich mit dem „am besten vergleichbaren natürlichen Oberflächenwasserkörper“ muss nicht zwangsläufig auf die Marsch beschränkt sein. Die Arbeiten z.B. von Herr et al. (1989) und Schwieger (2002) zeigen, dass sich im Flachland infolge von Eutrophierung, Gewässerausbau und regelmäßiger

maschineller Unterhaltung viele Fließgewässer ähnlich denen der Marsch entwickelt haben. Die hydromorphologischen Bedingungen sind oft ähnlich, geringe Fließgeschwindigkeiten charakteristisch und es treten ähnliche Vegetationstypen auf. Damit stehen neben Marschgewässern weitere Gewässer zur Ableitung von Referenzzuständen zur Verfügung. Für diese Einbeziehung spricht auch die Tatsache, dass viele Marschgewässer ihren Oberlauf außerhalb der Marsch in Geest oder Moor haben. Davon werden sowohl die Qualität des Wassers als auch die Verfügbarkeit von Diasporen (Samen, Turionen, Rhizome, abgerissene Pflanzenteile) beeinflusst. Die Einflüsse des Sediments werden auf diese Weise mehr oder weniger überlagert.

In diesem Zusammenhang ist auch auf den anzunehmenden großen Einfluss der kleineren, hier nicht untersuchten Marschgewässer hinzuweisen. Mehrfach wurden in Gräben in unmittelbarer Nähe der untersuchten Gewässerstrecken arten- und individuenreiche Makrophyten-Bestände festgestellt, die sich deutlich von den angrenzenden Probestellen unterscheiden⁹.

in Beispiel zeigt hierzu Tabelle 13. Die Probestelle M108 (Käseburger Sieltief) wies 2005 kaum Makrophyten auf, das ökologische Potenzial wurde mit "schlecht" bewertet. Vier angrenzende Grabenabschnitte wurden untersucht, von denen zwei eine direkte Verbindung zur Probestelle haben (Gaben entwässert über Rohr in das Käseburger Sieltief). Auffällig ist die unterschiedliche Makrophytenvegetation der einzelnen Gräben. Ein Graben (MG108-2) ist von Röhrichtvegetation geprägt, einzige echte Wasserpflanze ist der Wasserstern. Die drei anderen Gräben sind zwar von Wasserlinsen (Lemniden) dominiert, weisen aber noch eine Reihe weiterer echter Wasserpflanzen auf. Graben MG108-3 ist als artenreich zu bezeichnen. Von insgesamt 15 Arten echte Wasserpflanzen wurden nur 4 in der Probestelle festgestellt.

Dieses Beispiel zeigt, dass für Marschgewässer typische, in der Probestelle fehlende Makrophytenarten in unmittelbarer Nähe zur Probestelle vorhanden sein können. In Abhängigkeit von den Ausbreitungsmöglichkeiten können die Gräben eine wichtige Quelle für die Wiederbesiedlung bzw. Neubesiedlung der Marschgewässer durch Makrophyten darstellen. Am einfachsten ist dabei der Transport von Samen, Rhizomen bzw. sonstigen Pflanzenteilen über einen direkten Zufluss. Auch der Transport über Wasservögel ist ein wichtiger Pfad.

Das Beispiel in Tabelle 13 zeigt weiter, dass diese Bedingungen nicht zur Ansiedlung von Makrophytenarten aus den Gräben führen müssen. Damit eine Etablierung einzelner Makrophytenarten erfolgreich möglich ist, müssen bestimmte Bedingungen erfüllt sein. Wichtig sind geeignete Schutzstellen, an denen z.B. eingetriebene Samen keimen bzw. Rhizome austreiben können. Die Habitatbedingungen müssen sodann das weitere Wachstum zulassen.

⁹ Eine Untersuchung der Gräben war nicht Gegenstand des Auftrags, entsprechende Daten werden daher hier nicht weiter ausgewertet.

Tabelle 13: Makrophytenvegetation Probestelle M108 und angrenzende Gräben

Probestelle		MG108-1	MG108-2	MG108-3	MG108-4	M108
Direkte Verbindung zur Probestrecke		j	n	n	j	
Abschnittslänge [m]		50	50	50	50	100
mittlere Tiefe [cm]		0,1	0	0,4	0,3	150
akt. Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch, 4=trocken)		2	2	2	2	2
Trübung (1=ungertübt, 2= mittel, 3=stark getr.)		2	2		2	3
mittlere Breite [m]		1	0,5	1	1,5	12
ELF [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]		1100	1000	840	420	480
Gesamtdeckung (%)		70	90	90	80	<1
Gesamtdeckung Hydrophyten [Summe Londo]		8	2	12	11	+
Artenzahl		12	6	21	11	9
Wuchsform	Hydrophyten					
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum	3,0			5,0	
Chariden	Utricularia vulgaris				+	
Lemniden	Lemna minor	1,0		4,0	5,0	+
Lemniden	Spirodela polyrhiza	3,0		1,0	0,4	+
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum			+	0,1	
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae	0,1		0,4		
Nymphaeiden	Persicaria amphibia					+
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus			0,4		
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii				0,2	
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides			5,0		
Pepliden	Callitriche platycarpa	0,4	2,0		0,4	+
Riccielliden	Lemna trisulca			+		
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica			+		
Vallisneriden	Butomus umbellatus			0,1		
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia			1,2		
	Helophyten					
Junciden	Juncus effusus	+	+	+		
Magnogaminoiden	Equisetum fluviatile			+		
Magnogaminoiden	Glyceria maxima	2,0	0,4	0,7	2,0	+
Magnogaminoiden	Iris pseudacorus			0,2	+	+
Magnogaminoiden	Phalaris arundinacea	+	4,0	+	+	+
Magnogaminoiden	Phragmites australis		3,0			
Magnogaminoiden	Typha latifolia		0,4			
Parvogaminoiden	Agrostis stolonifera	+		+		
Parvogaminoiden	Alopecurus geniculatus			+		
Parvogaminoiden	Glyceria fluitans			+	+	
Parvoherbiden	Bidens cernua					+
Parvoherbiden	Bidens tripartita	+		+		
Parvoherbiden	Persicaria hydropiper	+		+		
Parvoherbiden	Rumex hydrolyaphatum	+		+		+

Erläuterung: Mengenschätzung in Londo

7.6.3 Veränderungen der für Makrophyten relevanten Habitatfaktoren

Ein Leitbild soll in den Merkmalen dem zu beurteilenden Fließgewässer möglichst genau entsprechen und sich am Potenzial der rezenten regionalen Artenzusammensetzung orientieren. Im Untersuchungsgebiet eröffnet sich die Möglichkeit, Marschgewässer mit Fließgewässern, die „Vorbildcharakter“ haben, in naher Nachbarschaft zu vergleichen, bzw. gering- oder unbelastete Abschnitte zum Leitbild für das ganze Marschgewässer zu erklären. Dadurch wird es möglich, konkrete, realisierbare und überprüfbare Ziele bei der Gewässersanierung zu setzen. Zur weiteren Entwicklung des Leitbildes sind zunächst die Veränderungen gegenüber natürlichen Zuständen aufzuzeigen. Eine Übersicht gibt Tabelle 14.

Behre (1979) weist darauf hin, dass mit dem Deichbau vor allem Pflanzengesellschaften der brackischen Übergangsformen verschwunden sind, die früher in sehr vielen Abstufungen einen breiten Raum eingenommen haben. Reste finden sich heute nur noch in den Röhrichten größerer (tideoffener) Flüsse. Nicht mehr vorhanden sind außerdem die vor dem Deichbau an den Flüssen der Marschen vorhandenen Auwälder mit hohen Anteilen von Erle und Weide. Es ist davon

auszugehen, dass dies auch für kleinere Gewässer gilt. Damit entfällt die früher wirksame, von der Lage der Bäume zum Gewässer und der Gewässerbreite abhängige Beschattung, welche die Makrophytenvegetation deutlich beeinflusste. Diese Entwicklung hat gleichzeitig die Gewässeroberflächen stärker dem Windangriff ausgesetzt.

Eine weitere entscheidende Veränderung folgt aus der landwirtschaftlichen Nutzung der Geest (einschließlich der Moore). Unter natürlichen Bedingungen sind Nährstofffrachten dieser Zuflüsse gering gewesen. Dies lässt sich auch aus den dokumentierten Daten zur historischen Makrophytenvegetation der Geestgewässer ablesen (Herr et al. 1989a). Danach erfolgte eine Entwicklung hin zu höheren Nährstofffrachten.

Damit sind die hauptsächlichen Veränderungen der Marschgewässer identifiziert:

1. Weitgehende Abkopplung von der Tidedynamik
2. Teilweise auch Erhöhung des Tideeinflusses durch den Ausbau der Tideströme, Auswirkungen auf einmündende Marschgewässer
3. Weitgehender Verlust von Gewässerstrecken mit Salinitätsgradienten
4. Vielfache Unterbindung von Durchgängigkeit / Vernetzungen
5. Veränderungen beim Lichtgenuss für Makrophyten (erst Erhöhung durch weniger Beschattung, dann Reduzierung durch mehr Wassertrübung)
6. Deutliche Veränderungen an den Zuflüssen aus der Geest
7. Deutliche Zunahme der diffusen Stoffeinträge
8. Zunahme von plötzlichen Störungen (maschinelle Unterhaltung)

Damit erklärt sich einerseits der weitgehende Ausfall salztoleranter Arten in Marschgewässern wie *Ruppia*, *Najas*, *Zannichelia*, *Groenlandia*, *Zostera* sowie der Rückgang vieler submerser Arten. In diesem Zusammenhang ist es als ungünstig anzusehen, dass zur Trübung kaum exakte Daten zur Verfügung stehen.

Tabelle 14: Veränderungen der für Makrophyten relevanten Habitatfaktoren

Habitatfaktor	Veränderung gegenüber den in der Regel für ein gutes ökologisches Potenzial anzunehmender Bedingungen	Mögliche Veränderung zur Gewährleistung der spezifischen Nutzungen ohne signifikante Einschränkungen
Lichtklima	Deutliche Reduzierung der Beschattung, potentiell mehr Licht für die Makrophyten verfügbar	Bereichsweise einzelne Anpflanzungen in Abhängigkeit von angrenzenden Nutzungen möglich
Tide	Weitgehende Abkopplung von der Tidedynamik, Teilweise auch Erhöhung des Tideinflusses durch den Ausbau der Tidedröme, Auswirkungen auf einmündende Marschgewässer	Kaum möglich
Wasserbewegung, Trübe	Durch deutliche Reduzierung der Ufergehölze führt Wind eher zu Wellenschlag / mehr Trübung	Anpflanzungen sind in Abhängigkeit von angrenzenden Nutzungen möglich
Fließgeschwindigkeit	Deutliche Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten durch Steigerung der Leistungsfähigkeit der Schöpfwerke / Siele, Gewässerausbau, Unterhaltung, deutliche Schwankungen, z.T. hohe Geschwindigkeiten bei Siel-/Schöpfbetrieb, geringe Geschw. in der Einstauphase	Eingeschränkt möglich, angepasstes Wasserstandsmanagement, höhere Mindestwasserstände
Durchgängigkeit/Vernetzung	Zunehmende Unterbindung der Durchgängigkeit durch zahlreiche Querbauwerke, Zusammenführung von Marschgewässern	Sehr eingeschränkt möglich, da Querbauwerke zur Aufrechterhaltung vieler Funktionen dienen
Dimensionen	Dimensionsveränderungen durch Neuprofilierung, Vertiefung und Verbreiterung vieler Gewässer	In Abhängigkeit der Ansprüche an die Entwässerung im Einzelfall möglich
Strukturdiversität	Verringerung durch Neubau, Ausbau und maschinelle Unterhaltung	Erhöhung der Strukturdiversität durch naturnahen Gewässerbau, angepasste Unterhaltung*
Nährstoffe	Anstieg der Nährstoffgehalte durch diffuse Einträge (Abwässer, Erosion, Torfmineralisierung), zunehmend Nährstoffeinträge aus der Geest, mit Realisierung von Kläranlagen und Einführung der Phosphatfällung Rückgang der Nährstoffeinträge aus diesen Quellen	Weitere Reduzierung möglich (angepasste Düngung), Zuflüsse aus der Geest nur dort beeinflussbar
Trübe	Erhöhung der Trübe	s.o.
Schadstoffe	Schadstoffeinträge aus Gewerbe und Viehhaltung, Abwässern, über diffuse Einträge (z.T. Rückstände aus der Landwirtschaft, zeitweise Gülleentsorgung)	Weitere Reduzierung möglich
Salinität	Außer bei tideoffenen Gewässern (bzw. Gewässern mit Salzwasserzufluss durch Zuwässerung) keine Salinitätsgradienten, Abstieg der Salinitätsschwankungen in Gewässern mit Zuwässerung aus dem Weserästuar	Kaum möglich
Unterhaltung	Durchgehend Mechanisierung der Entfernung der Makrophyten, Entschlammung, vielfach höhere Unterhaltungsintensität	Genereller Verzicht auf Unterhaltung nicht möglich, jedoch bessere Diversifizierung und Bedarfsorientierung, Stromrinnenmahd, halbseitige Unterhaltung, Einsatz Mähboot
* = Mahd oberhalb Sohle (Mähkorb, nach Möglichkeit Mähboot), keine Entnahme von Wurzeln/Rhizomen, Belassung ausreichender Restbestände		

7.6.4 Ableitung von Subtypen - Entwicklung der Referenzbedingungen

Zur weiteren Entwicklung der Referenzbedingungen für die Marschengewässer wird im Zusammenhang mit denen in der WRRL erfolgten Beschreibungen verschiedener Referenzbedingungen Bezug genommen (LANU 2001, Pottgiesser & Sommerhäuser 2004, Sommerhäuser & Schumacher 2003). Diese fasst Stiller (2005) wie folgt zusammen: *„Zusammenfassend kann aus den genannten Quellen folgendes Fazit gezogen werden: Natürliche bzw. naturnahe Marschengewässer zeichnen sich in Küstennähe entlang der Ufer durch Brackwasser-Röhrichte aus, während im limnischen Bereich Süßwasser-Tideröhrichte vorherrschen. Die submerse Vegetation der Küstengewässer ist bedingt durch den im Tidebereich stark getrübten Wasserkörper, die mechanischen Belastungen und/oder den Salzeinflusses von Natur aus artenarm und räumlich eingeschränkt ausgebildet. Diese allgemeinen Angaben bilden die Grundlage für die Beschreibung des „höchsten ökologischen Potenzials“ der Vegetationsbestände in den untersuchten Gewässern, wobei zwischen den tidebeeinflussten und den nicht tidebeeinflussten Marschengewässern zu unterscheiden ist.“*

Diese Aussage von Stiller (2005) bezieht sich auf tideoffene und Koog-Gewässer. Ihre Darstellung für tideoffene Gewässer wird übernommen: *„Dabei werden für die Tidegewässer emerse Makrophytenbestände als „höchstes ökologisches Potenzial“ definiert, die sich an den Bedingungen der Tideelbe orientieren“.*

Für nicht tideoffene Marschgewässer des Typs 22.1 bilden nach Stiller (2005) submerse Makrophytenbestände das „höchste ökologische Potenzial“. Auch die Ergebnisse der eigenen Erhebungen und die ausgewertete Literatur sowie weitere historische Daten (siehe Kap. 8.1, 8.2) legen nahe, dass eine Konzentration auf die submerse Makrophytenbestände zielführend ist. Die Entwicklung der Sumpfpflanzen wird im Wesentlichen von Struktur bzw. Unterhaltung des Ufers mit bestimmt und kann relativ unabhängig von der Entwicklung der submersen Makrophytenbestände verlaufen. Auch zeigt der Vergleich der Daten zum Bestand 2005 mit historischen Daten, dass wesentliche Veränderungen vor allem bei den submersen Makrophytenbeständen festzustellen sind.

Die Beschreibung der Referenzbedingungen der nicht tideoffenen Marschgewässer erfolgt daher weitgehend anhand der Makrophytenarten, die dem Typ der „echten Wasserpflanzen“ (Hydrophyten) zuzuordnen sind. Für die hierzu ausgewählten Arten wird jeweils festgelegt,

- ob sie Bestandteil der Makrophytenvegetation der Marschgewässer sind und
- welche Signifikanz ihr Auftreten für die Bewertung des Erhaltungszustandes besitzt.

Neben dem Vorkommen von Makrophyten (Qualität) ist auch die Abundanz (Quantität) der Arten für die Bewertung von Bedeutung. Dabei sind die Abundanzen vom Untersuchungszeitpunkt abhängig. Alle Aussagen beziehen sich daher auf den Monat Juli und auf den Zustand vor der Unterhaltung. Da einzelne Makrophyten-Arten aufgrund ihrer typischen Wuchsform zur Bildung von monodominanten Beständen in der Größenordnung von ca. 1 – 20 m Länge bzw. Durchmesser neigen, ist für die Prüfung auf die erforderliche Artenzahl eine Strecke von ca. 100 m erforderlich.

Um eine Bewertung vornehmen zu können, werden den qualitativen und quantitativen Parametern Wertzahlen zugeordnet. Die Wertzahlen bilden die Aussagekraft des einzelnen Parameters für die Bewertung des ökologischen Potenzials ab. Dabei weisen bestimmte Arten nicht in allen Marschgewässern identische Signifikanzen auf. Das Kamm-Laichkraut ist z.B. in Marschgewässern mit reinem Marscheinzugsgebiet eine typische Art, in geestnahen Marschgewässern jedoch bei höheren Deckungsanteilen Ausdruck eines schlechter zu beurteilenden Erhaltungszustandes. Hierzu werden nachfolgend artspezifisch entsprechende Zuordnungen festgelegt. Diese Festlegung erfolgt durch die Zuweisung von Wertzahlen (2, 1, 0 oder -1) je vorkommender Art. Damit sind die qualitativen Faktoren berücksichtigt. Als quantitative Faktoren werden die Deckung der einzelnen Arten, die Gesamtdeckung wertgebender Hydrophyten sowie die Artenzahl marschtypischer Arten berücksichtigt. Diese Festlegung erfolgt ebenfalls durch die Zuweisung von Wertzahlen (2, 1, 0 oder -1) je Parameter. Die Wertzahlen werden zu einer „Ökologischen Qualitäts-Kennzahl“ aufaddiert. Durch diese einfache Methode lassen sich keine minimalen bzw. maximalen Werte angeben, die diese „Ökologische Qualitäts-Kennzahl“ erreichen kann. Dies ist auch nicht erforderlich, denn in der Praxis der Bewertung ergibt sich eine Begrenzung bereits aus der Größe einer Probestelle (max. Länge ca. 100 m). Die „Ökologische Qualitäts-Kennzahl“ wird schließlich einer der Güteklassen „schlechtes Potenzial“, „unbefriedigendes Potenzial“, „mäßiges Potenzial“, „gutes Potenzial“ bzw. „höchstes Potenzial“ zugeordnet.

Die Zuweisung von Wertzahlen und die Zuweisung von Güteklassengrenzen bei der Ermittlung des ökologischen Potenzials erfolgt spezifisch für die nachfolgenden abgegrenzten Subtypen des Gewässertyps 22.1 bzw. 22.2. Nach diesen Regeln lässt sich für jede Probestrecke das ökologische Potenzial bewerten. Entscheidender Vorteil ist, dass die Bewertungsregeln einfach sind und damit der Bewertungsgang transparent wird.

Nachfolgend werden die festgelegten Subtypen des Gewässertyps 22.1 bzw. 22.2 Marschgewässer näher beschrieben. Eine Übersicht ist in Abbildung 50 dargestellt.

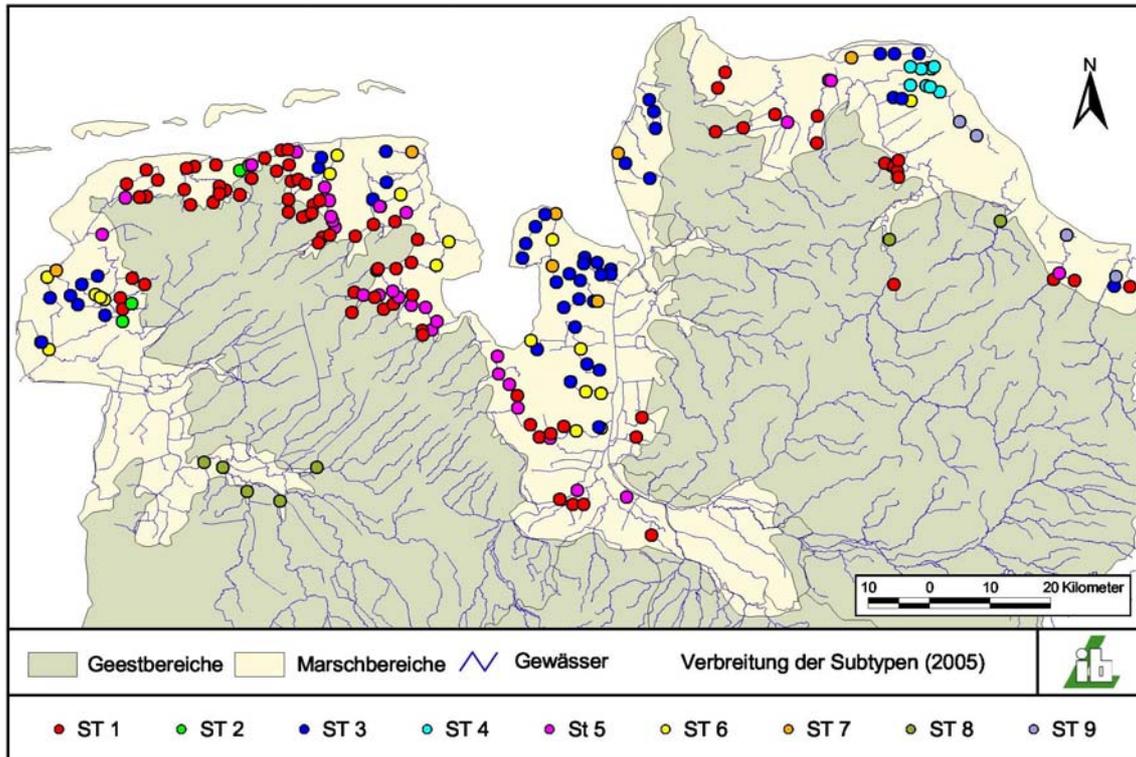


Abbildung 50: Subtypen der Gewässertypen 22.1 und 22.2

Tabelle 15: Subtypen der Gewässertypen 22.1 und 22.2

Typ	Sub-typ	Bezeichnung	Breite	Einzugs-gebiet	ELF	Sedi-ment
22.1	1	schmale - mittelbreite geestnahe Marschgewässer)	≤ 10 m	Geestein fluss	<< 1.500 µS	Marsch
22.1	2	Subtyp 2 (schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer, Torfsediment)	≤ 10 m	Geestein fluss	<< 1.500 µS	Torf
22.1	3	schmale – mittelbreite geestferne Marschgewässer	≤ 10 m	(kaum) Geestein fluss	< 1.500 µS	Marsch
22.1	4	schmale – mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen	≤ 10 m	Marsch	< 1.500 µS	Marsch
22.1	5	breite geestnahe Marschgewässer	> 10 m	Geestein fluss	< 1.500 µS	Marsch
22.1	6	breite geestferne Marschgewässer	> 10 m	Marsch	≥ 1.500 µS	Marsch
22.1	7	Marschgewässer mit erhöhter Salinität		Marsch	> 5.000 µS	Marsch
22.1, 22.2	8	tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	Marsch	< 1.500 µS	Marsch
22.1, 22.2	9	stark tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	Marsch	> 1.500 µS	Marsch

7.6.5 Subtyp 1 - schmale mittelbreite geestnahe Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Die schmalen (< 5m) bis mittelbreiten (5 – 10m), geestnahen Marschgewässer weisen in der Regel ein +/- konstantes Wassermanagement auf. Hier bilden sich naturräumliche Bezüge zur Geest teilweise deutlich aus. Das Einzugsgebiet weist mehr oder weniger große Anteile in der Geest auf, eine Entfernung von ca. 8 km Luftlinie zur Geest wird nicht überschritten. Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering und liegt meist deutlich unter 1.500 $\mu\text{S/cm}$. Die Wasserstandsschwankungen sind gering. Das Sediment wird in der Regel von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein.

Charakterisierung Makrophyten

Die Vegetation wird von der Sparganium emersum-Gesellschaft bzw. dem Großlaichkraut-reichen Typ geprägt und ist artenreich. Bei Beeinträchtigungen fallen zunächst die Großlaichkräuter aus, am längsten hält sich Potamogeton natans. Die Gelbe Teichrose kann als letzte Schwimmblattpflanze übrig bleiben. Die Vorkommen des Kamm-Laichkrautes und des Haarförmigen Laichkrautes sind als Störzeiger zu werten, ebenso höhere Deckungsanteile von Wasserlinsen. Bei völliger Degeneration finden sich neben Sumpfpflanzen am Ufer nur noch Algen und teilweise Wasserlinsen.

Referenz und Bewertung

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn die Deckung der Hydrophyten hoch ist (meist über 50%), die Artenzahl der Hydrophyten über 10 liegt und die Vegetation von Nymphaeiden und/oder Großlaichkräutern dominiert wird. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten), Hornkraut (Ceratophyllum demersum) sowie von Kamm-Laichkraut (Potamogeton pectinatus) und Haarförmigem Laichkraut (P. trichoides) bleibt bis zur Deckung von 20 % unberücksichtigt, danach führt es zur Abwertung, da bei diesem naturräumlichen Bezug diese Arten als Störzeiger zu werten sind. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von >12 erreichen.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 12	> 8	> 4	> 2	< 2

In Tabelle 16 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 1 gestellt werden und das höchste bzw. ein gutes ökologisches Potenzial aufweisen. Als Referenz werden Daten aus den Jahren 1978 – 1982 von Gewässerstrecken herangezogen, die das höchste ökologische Potenzial erreicht haben. Hier wird eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl zwischen 13 und 18 erreicht. Aktuell wird vom Upjeversche Tief in einem Teilabschnitt das höchste ökologische Potenzial erreicht, dieser Abschnitt wird ebenfalls als Referenz verwendet.

Tabelle 16: Subtyp 1 – Referenz Höchstes und gutes Potenzial

		M263	M277	M261	M262	M127	M267	M300	M61	M63
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		18	15	17	14	15	13	11	10	10
Ökologisches Potenzial		5	5	5	5	5	5	4	4	4
Jahr		1981	1978	1979	1981	2005	1978	2005	2005	2005
ELF						540			600	530
mittlere Breite [m]		4	10	2		3	4	4	7	6
Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)		-0,7	0,1	0,1	0,0	0,6	0,1	0,0	0,4	0,7
Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)		-0,7	0,6	1,5	0,0	1,6	0,1	0,0	0,0	
Entfernung zur Küste (km)		10,0	15,3	8,4	11,1	8,0	6,0	11,1	3,6	1,2
	Arten (Gewässer)									
	Deckung Hydrophyten (%)	97	51,3	76,5	86	127	41	77,8	85,2	73,6
	Artenzahl Hydrophyten	13	20	13	11	10	13	7	8	12
	Hydrophyten									
Nymphaeiden	Nuphar lutea	0,4	0,4	0,1		1,2	1,2			
Nymphaeiden	Potamogeton natans	0,4	0,4	3	4			5,0		
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae		0,4			+	0,1	+		
Nymphaeiden	Persicaria amphibia		0,4	0,1	(v)		0,1			+
Nymphaeiden	Luronium natans			0,1	0,1			+		
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius									
Vallisneriden	Sparganium emersum	0,1	1,0	0,4	0,1	2,0		0,7		
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica									
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia		0,1				1,2			
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus	6		1	2	5,0	0,1	+		
Magnopotamiden	Potamogeton lucens									
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus									
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides	(v)	0,4		2			2,0		
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii		0,4							
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus					4,0				
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius					+			5,0	0,4
Parvopotamiden	Potamogeton crispus		(v)				0,4			
Parvopotamiden	Potamogeton compressus		(v)						0,1	
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus							+		+
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius					+				
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus	0,1	(v)	0,4			0,1			
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus									0,1
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus									0,1
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum		0,1							5,0
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum	0,1					0,4			
Myriophylliden	Hottonia palustris									
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum					0,4				
Pepliden	Callitriche platycarpa	0,1	0,4	0,4	0,1	+				
Pepliden	Callitriche hamulata		0,1				0,1			
Pepliden	Callitriche obtusangula	1,2		1					0,1	
Pepliden	Callitriche stagnalis		(v)		(v)					
Pepliden	Pistia stratiotes									
Parvopotamiden	Zannichellia palustris									
Stratiotiden	Stratiotes aloides									
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum						0,1		0,1	0,2
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum									
Lemniden	Lemna minor	0,1	0,1	(v)	0,1		0,1		+	0,1
Lemniden	Spirodela polyrhiza		0,1				0,1			+
Lemniden	Lemna gibba									
Lemniden	Lemna minuta									
Riccielliden	Lemna trisulca		0,1							
Riccielliden	Riccia fluitans		0,1							
Isoetiden	Eleocharis acicularis	(v)		1						
Isoetiden	Juncus bulbosus				(v)					
Elodeiden	Elodea canadensis	1	0,4	(v)					3,0	1,2
Elodeiden	Elodea nuttallii									0,1
Chariden	Utricularia vulgaris	0,1		(v)	(v)	+	0,1		0,1	0,1
Chariden	Nitella flexilis								0,1	
Chariden	Chara fragilis									
Chariden	Utricularia australis									
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.										

7.6.6 Subtyp 2 - schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer, Torfsediment

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 2 umfasst die schmalen (< 5m) bis mittelbreiten (5 – 10m), geestnahen Marschgewässer mit Torfen bzw. Degenerationsstadien von Moorböden im Sediment. Die Gewässer sind in der Regel deutlich weniger als 8 km von der Geest entfernt. Die Wasserstandsschwankungen sind gering. Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering, meist deutlich unter 1.500 µS.

Charakterisierung Makrophyten

Bei der Erhebung 2005 wurde dies bei 4 Gewässerstrecken (M17 Meedekanal, M66, M67 Neue Dilft, M18 Süderriede - Marscher Tief) festgestellt (Tabelle 17). M17 und M67 weisen die für solche Gewässer typischen Vorkommen von Isoetiden und Wasserstern auf, M18 war bis auf ufernahe Großgräser fast frei von Makrophyten. Typisch für solche Standortbedingungen ist das Vorkommen des Knöterich-Laichkrautes (*Potamogeton polygonifolius*), das nur mit geringer Deckung in Probestelle M66 festgestellt wurde.

Referenz und Bewertung

In Tabelle 17 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 2 gestellt werden und ein „schlechtes“ bis „mäßiges“ ökologisches Potenzial aufweisen. Sie können nicht als Referenz für den sehr guten Zustand herangezogen werden. Referenzen können hier Gewässer in der benachbarten Geest sein (siehe Spalte Referenz in Tabelle 17).

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von meist über 50% auf und sind von Großlaichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt deutlich über 10.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 12 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt bis zur Deckung von 20 % unberücksichtigt, danach führt es zur Abwertung. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt in jedem Fall zur Abwertung. Die Abwertungen erfolgen, da bei diesem naturräumlichen Bezug die genannten Arten als Störzeiger zu werten sind. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von >12 erreichen.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 12	> 8	> 4	> 2	< 2

Tabelle 17: Subtyp 2 - Marschgewässer mit Torf im Sediment

		M67	M17	M66	M18	Referenz
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		8	6	3	0	
Ökologisches Potenzial		3	3	2	1	
	Jahr	2005	2005	2005	2005	
	ELF	420	520	300	770	< 500
	mittlere Breite [m]		8	4		
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	0,7	2,0	1,3	3,0	
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)		6,0		5,9	
	Entfernung zur Küste (km)	1,3	12,5	2,1	13,8	
	Arten (Gewässer)					
	Deckung Hydrophyten (%)	52,4	14,4	4,6	0,2	> 50
	Artenzahl Hydrophyten	6	8	4	1	> 10
Hydrophyten						
Nymphaeiden	Nuphar lutea		0,4			v
Nymphaeiden	Potamogeton natans					v
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae					
Nymphaeiden	Persicaria amphibia	+				
Nymphaeiden	Luronium natans					v
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius			+		d
Vallisneriden	Sparganium emersum	3,0	0,2			
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica					
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia					
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus					d
Magnopotamiden	Potamogeton lucens					d
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus					
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides					
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii	+		+		v
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus					
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius					v
Parvopotamiden	Potamogeton crispus					
Parvopotamiden	Potamogeton compressus					v
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus					v
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius					v
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus					
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus					
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus					
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum					v
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum					v
Myriophylliden	Hottonia palustris					v
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum					v
Pepliden	Callitriche platycarpa					v
Pepliden	Callitriche hamulata					
Pepliden	Callitriche obtusangula	0,1	+	+		v
Pepliden	Callitriche stagnalis					
Pepliden	Pistia stratiotes					
Parvopotamiden	Zannichellia palustris					
Stratiotiden	Stratiotes aloides					v
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum					
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum					v
Lemniden	Lemna minor		0,1		+	
Lemniden	Spirodela polyrhiza		+			
Lemniden	Lemna gibba					
Lemniden	Lemna minuta					
Riccielliden	Lemna trisulca					
Riccielliden	Riccia fluitans					
Isoetiden	Eleocharis acicularis		0,4			v
Isoetiden	Juncus bulbosus	2,0		0,4		v
Elodeiden	Elodea canadensis					
Elodeiden	Elodea nuttallii		0,1			
Chariden	Utricularia vulgaris	0,1	0,2			
Chariden	Nitella flexilis					
Chariden	Chara fragilis					
Chariden	Utricularia australis					
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial -						
Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.						

7.6.7 Subtyp 3 - schmale – mittelbreite geestferne Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 3 umfasst die schmalen (< 5m) bis mittelbreiten (5 – 10m) geestfernen bzw. von der Geest weitgehend unbeeinflussten Marschgewässer. Er unterscheidet sich von Subtyp 1 vor allem durch den naturräumlichen Bezug. Das Einzugsgebiet weist keine nennenswerte Verbindung zur Geest auf bzw. ist mindestens 8 km (Luftlinie) von der Geest entfernt.

Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering bis mittel, meist liegt sie unter 1.500 μS .

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenbestände sind deutlich artenärmer als in geestnahen Marschgewässern, der Hydrophytenanteil geringer ausgeprägt und bei zunehmender Entfernung zur Geest kaum noch vorhanden. Die Übergänge sind auch hier fließend, zumal neben der als Luftlinie feststellbaren Entfernung noch die Vernetzung über Gewässerstrecken eine wichtige Rolle spielt (über Zuflüsse bzw. dem aus der Geest kommenden Oberlauf können Samen, Rhizome und Pflanzenfragmente eintreiben und sich etablieren).

Referenz und Bewertung

In Tabelle 18 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 3 gestellt werden und ein „schlechtes“ bis „mäßiges“ ökologisches Potenzial aufweisen. Sie können nicht als Referenz herangezogen werden. Als Referenz werden Angaben zu historischen Vorkommen in Marschgewässern verwendet (siehe Spalte Referenz in Tabelle 18).

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Hydrophyten-Deckung von meist über 50% auf und sind von Großlaichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 10.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von 9 überschreiten.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 9	> 6	> 3	> 1	< 1

Tabelle 18: Subtyp 3 – schmale/mittelbreite geestferne Marschgewässer

		M82	M9	M217	M215	M11	M76	M216	M3	M81	M157	Referenz
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		8	5	6	4	4	4	3	3	3	3	
Ökologisches Potenzial		4	3	3	3	3	3	2	2	2	2	
	Jahr	2005	2005	1988	1988	2005	2005	1988	2005	2005	2005	
	ELF		1800	2700	3000	760	2600	2000	3400	740	4000	< 5.000
	mittlere Breite [m]	7		4	3	10	4	3	7	4	2	
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	6,6	6,2	18,0	22,3	5,7	10,0	15,2	18,8	7,5	6,8	
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)	8,6				7,0			19,4	3,2		
	Entfernung zur Küste (km)	10,0	5,7	6,4	4,1	11,3	2,6	3,7	3,8	9,9	2,1	
	Arten (Gewässer)											
	Deckung Hydrophyten (%)	49,4	184	54,3	2,5	1,2	39,2	131	50,1	92,8	6,2	> 50
	Artenzahl Hydrophyten	6	5	6	5	6	4	4	2	6	4	> 10
Hydrophyten												
Nymphaeiden	Nuphar lutea											v
Nymphaeiden	Potamogeton natans	0,2										v
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae											
Nymphaeiden	Persicaria amphibia									+		
Nymphaeiden	Luronium natans											
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius											
Vallisneriden	Sparganium emersum	+										v
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica											v
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia											v
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus											
Magnopotamiden	Potamogeton lucens											v
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus											
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides	4,0										v
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii										+	v
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus				0,1	+			r	9,0	0,1	v
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius											v
Parvopotamiden	Potamogeton crispus			3,0								v
Parvopotamiden	Potamogeton compressus											v
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus	0,4					2,0			0,2		v
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius											v
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus				+							v
Parvobatrachiden	Ranunculuns trichophyllus											
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus											
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum		6,0						5,0			v
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum											v
Myriophylliden	Hottonia palustris											v
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum				r							
Pepliden	Callitriche platycarpa	+		+			0,7			+		v
Pepliden	Callitriche hamulata											
Pepliden	Callitriche obtusangula											
Pepliden	Callitriche stagnalis											
Pepliden	Pistia stratiotes											
Parvopotamiden	Zannichellia palustris											v
Stratiotiden	Stratiotes aloides											v
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum		3,0	1,0	+	+	+	2,0			0,4	v
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum					+						
Lemniden	Lemna minor		1,2	0,4	0,1	+		10,0				
Lemniden	Spirodela polyrhiza		1,2			+				+		
Lemniden	Lemna gibba		7,0	1,0			1,2					
Lemniden	Lemna minuta											
Riccielliden	Lemna trisulca							0,1				
Riccielliden	Riccia fluitans											
Isoetiden	Eleocharis acicularis											
Isoetiden	Juncus bulbosus											
Elodeiden	Elodea canadensis	0,3		r				1,0			0,1	v
Elodeiden	Elodea nuttallii											v
Chariden	Utricularia vulgaris					+				+		
Chariden	Nitella flexilis											
Chariden	Chara fragilis											
Chariden	Utricularia australis											

Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial -
Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

7.6.8 Subtyp 4 - schmale – mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 4 umfasst die schmalen (< 5m) bis mittelbreiten (5 – 10m) Marschgewässer der Polderflächen. Diese Gewässer unterscheiden sich von allen Typen dadurch, dass ihnen die Verbindung zu kleineren Gewässern fehlt, da das Einzugsgebiet keine offenen Gräben aufweist. Sie sind sonst am ehesten dem Subtyp 3 vergleichbar.

Die Elektrische Leitfähigkeit ist in der Regel mittel und liegt meistens ca. 1.500 bis 2.500 μS .

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenbestände sind deutlich artenärmer als in geestnahen Marschgewässern und auch ärmer als bei Subtyp 3, der Hydrophytenanteil ist gering ausgeprägt. Aufgrund der Polderung fehlt die Vernetzung über Gewässerstrecken und damit ein wichtiger Eintragsweg für Samen und Rhizome von Makrophyten.

Referenz und Bewertung

In Tabelle 19 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 4 gestellt werden und ein „schlechtes“ bis „mäßiges“ ökologisches Potenzial aufweisen. Sie können nicht als Referenz für den sehr guten Zustand herangezogen werden. Als Referenz werden hier Angaben zu historischen Vorkommen in Marschgewässern verwendet (siehe Spalte Referenz in Tabelle 19).

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von meist über 20% auf und sind von Laichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 5.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von 9 überschreiten.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 9	> 6	> 3	> 1	< 1

Tabelle 19: Subtyp 4 – schmale/mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen

		M96	M99	M97	M98	M83	M84	M85	M86	M87	Referenz
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		5	4	3	3	1	1	0	0	0	
Ökologisches Potenzial		3	3	2	2	1	1	1	1	1	
	Jahr	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	
	ELF	1600	1400	1300	1400	2200	2100	1200	1400	1800	< 5.000
	mittlere Breite [m]	4	10	8	8	4	4	5	5	10	
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	10,0	14,0	14,0	14,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)					9,8					
	Entfernung zur Küste (km)	6,7	4,0	5,3	5,2	4,3	4,0	3,2	3,1	3,0	
	Arten (Gewässer)										
	Deckung Hydrophyten (%)	130	0,8	86,2	90,4	10	0,2	0	0	0,2	> 20
	Artenzahl Hydrophyten	5	5	4	5	1	1	0	0	1	> 5
Hydrophyten											
Nymphaeiden	Nuphar lutea										v
Nymphaeiden	Potamogeton natans										v
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae										
Nymphaeiden	Persicaria amphibia				+						
Nymphaeiden	Luronium natans										
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius										
Vallisneriden	Sparganium emersum										v
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica										v
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia										v
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus										
Magnopotamiden	Potamogeton lucens										
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus										
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides										v
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii						+				v
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus	6,0	+	8,0	6,0	1,0					v
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius										v
Parvopotamiden	Potamogeton crispus				+						v
Parvopotamiden	Potamogeton compressus										v
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus										v
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius										v
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus										
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus										
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus										
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum										v
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum										
Myriophylliden	Hottonia palustris										
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum										
Pepliden	Callitriche platycarpa	5,0	+	0,2	1,0						v
Pepliden	Callitriche hamulata										
Pepliden	Callitriche obtusangula										
Pepliden	Callitriche stagnalis										
Pepliden	Pistia stratiotes										
Parvopotamiden	Zannichellia palustris										v
Stratiotiden	Stratiotes aloides										
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum	r		+							v
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum										
Lemniden	Lemna minor	2,0	+	0,4	2,0					+	
Lemniden	Spirodela polyrhiza										
Lemniden	Lemna gibba	+	+								
Lemniden	Lemna minuta										
Riccielliden	Lemna trisulca										
Riccielliden	Riccia fluitans										
Isoetiden	Eleocharis acicularis										
Isoetiden	Juncus bulbosus										
Elodeiden	Elodea canadensis										v
Elodeiden	Elodea nuttallii										v
Chariden	Nitella flexilis										
Chariden	Chara fragilis										
Chariden	Utricularia vulgaris										
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.											

7.6.9 Subtyp 5 - breite geestnahe Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Die breiten (> 10m breit), geestnahen Marschgewässer weisen in der Regel ein +/- konstantes Wassermanagement auf. Hier sind die Übergänge zu anderen Fließgewässertypen jedoch fließend, die Zuordnung zum Typ 22.1 im Einzelfall zweifelhaft. Hier bilden sich naturräumliche Bezüge zur Geest teilweise deutlich aus. Das Einzugsgebiet weist mehr oder weniger große Anteile in der Geest auf, eine Entfernung von ca. 8 km Luftlinie wird nicht überschritten. Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering und liegt meist deutlich unter 1.500 µS/cm. Die Wasserstandsschwankungen sind gering. Das Sediment wird in der Regel von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein.

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenvegetation beschränkt sich meist auf Randbereiche, nur stark geestbeeinflusste Gewässer weisen mehr Hydrophytenvegetation auf. Die Vegetation wird von der Sparganium emersum-Gesellschaft bzw. dem Großlaichkraut-reichen Typ geprägt und ist artenreich. Bei Beeinträchtigungen fallen zunächst die Großlaichkräuter aus, am längsten hält sich Potamogeton natans. Die Gelbe Teichrose kann als letzte Schwimmblattpflanze übrig bleiben. Die Vorkommen des Kamm-Laichkrautes und des Haarförmigen Laichkrautes sind als Störzeiger zu werten, ebenso höhere Deckungsanteile von Wasserlinsen. Bei völliger Degeneration finden sich neben Sumpfpflanzen am Ufer nur noch Algen und teilweise Wasserlinsen.

Referenz und Bewertung

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn die Deckung der Hydrophyten hoch ist (meist über 50%), die Artenzahl der Hydrophyten über 10 liegt und die Vegetation von Nymphaeiden und/oder Großlaichkräutern dominiert wird. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten), Hornkraut (Ceratophyllum demersum) sowie von Kamm-Laichkraut (Potamogeton pectinatus) und Haarförmigem Laichkraut (P. trichoides) bleibt bis zur Deckung von 20 % unberücksichtigt, danach führt es zur Abwertung, da bei diesem naturräumlichen Bezug diese Arten als Störzeiger zu werten sind. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von 12 überschreiten.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 12	> 8	> 4	> 2	< 2

In Tabelle 20 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 5 gestellt werden und das höchste bzw. ein gutes ökologisches Potenzial aufweisen. Als Referenz werden Daten aus den Jahren 1978 – 1982 von Gewässerstrecken herangezogen, die das höchste ökologische Potenzial erreicht haben. Hier wird eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl zwischen 15 und 17 erreicht.

Tabelle 20: Subtyp 5 – breite geestnahe Marschgewässer

		M257	M278	M279	M250	M252	M259	M256	M25	M113	M26	M88
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		17	15	10	12	8	7	7	6	6	5	5
Ökologisches Potenzial		5	5	4	4	3	3	3	3	3	3	3
	Jahr	1979	1978	1978	1979	1979	1979	1979	2005	2005	2005	2005
	ELF								740	330	520	600
	mittlere Breite [m]	15	15	15	20	18	25	12	15	20	15	12
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	0,2	-0,3	-0,1	4,5	2,7	0,0	0,4	-0,2	4,5	2,5	4,2
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)	1,1	-0,3	-0,4	5,2	5,9	0,1	0,6	-4,8	5,2	2,7	7,5
	Entfernung zur Küste (km)	10,4	14,0	12,1	9,9	9,9	7,1	13,2	6,3	9,9	5,1	10,5
	Arten (Gewässer)											
	Deckung Hydrophyten (%)	75	45	47	63	30	34	50	31,4	13,1	3	17,2
	Artenzahl Hydrophyten	19	16	17	17	15	13	8	10	12	11	10
	Hydrophyten											
Nymphaeiden	Nuphar lutea	1	0,4	0,4	0,1	0,2	0,4			0,4		1,0
Nymphaeiden	Potamogeton natans	0,4	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	1,0	0,1			
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae	0,1	0,1		0,2	0,2	0,1		0,1	r	+	0,2
Nymphaeiden	Persicaria amphibia	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1				0,1	+	
Nymphaeiden	Luronium natans											
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius											
Vallisneriden	Sparganium emersum	0,4	0,4	0,4	0,2	1	0,4	0,4				
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica											
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia	1	0,1		0,2	0,2		1		r		+
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus	(v)						0,1				
Magnopotamiden	Potamogeton lucens		(v)									
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus		(v)		(v)							
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides	0,1	1,0	0,4	0,1					r		
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii		0,1	0,1	3	0,1				+		
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus	1		0,1	0,2	0,1	0,4	1,0	0,1			0,2
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius	0,4					0,1	1,0	0,1		+	
Parvopotamiden	Potamogeton crispus				0,2							+
Parvopotamiden	Potamogeton compressus											+
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus											+
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius											+
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus	0,1		0,1								
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus											
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus											
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum		0,4	0,4								
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum	0,4		0,1								
Myriophylliden	Hottonia palustris	0,1										
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum											
Pepliden	Callitriche platycarpa	1	0,4	0,4	0,2	0,1	0,4	0,4	+	0,4	+	
Pepliden	Callitriche hamulata		0,1									
Pepliden	Callitriche obtusangula											
Pepliden	Callitriche stagnalis											
Pepliden	Pistia stratiotes											
Parvopotamiden	Zannichellia palustris											
Stratiotiden	Stratiotes aloides											
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum	0,4		0,4	0,2	0,2	1			+	+	0,2
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum											
Lemniden	Lemna minor	0,1	0,4	0,1	1	0,2	0,1	0,1	0,4	0,2	0,1	+
Lemniden	Spirodela polyrhiza	0,4	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1		0,2	+	+	+
Lemniden	Lemna gibba			0,4	0,1	0,1						
Lemniden	Lemna minuta											
Riccielliden	Lemna trisulca	(v)		0,1			0,1		+		+	
Riccielliden	Riccia fluitans									0,1		
Isoetiden	Eleocharis acicularis											
Isoetiden	Juncus bulbosus											
Elodeiden	Elodea canadensis		0,4	0,4		0,1	0,1				+	
Elodeiden	Elodea nuttallii							2,0			+	
Chariden	Chara fragilis											
Chariden	Nitella flexilis											
Chariden	Utricularia vulgaris	0,4			0,1	0,1	0,1		0,1	+	+	
Chariden	Utricularia australis											

Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial -
Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

7.6.10 Subtyp 6 - breite geestferne Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 6 umfasst die breiten (> 10m) geestfernen bzw. von der Geest weitgehend unbeeinflussten Marschgewässer. Er unterscheidet sich von Subtyp 5 vor allem durch den naturräumlichen Bezug. Das Einzugsgebiet weist keine nennenswerte Verbindung zur Geest auf bzw. ist mindestens 8 km (Luftlinie) von der Geest entfernt. Die Übergänge zu anderen Fließgewässertypen sind fließend, die Zuordnung zum Typ 22.1 im Einzelfall zweifelhaft.

Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering bis mittel, meist liegt sie unter 1.500 μS .

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenvegetation beschränkt sich in der Regel auf Randbereiche. Die Makrophytenbestände sind deutlich artenärmer als in geestnahen Marschgewässern, der Hydrophytenanteil geringer ausgeprägt und bei zunehmender Entfernung zur Geest kaum noch vorhanden. Die Übergänge sind auch hier fließend, zumal neben der als Luftlinie feststellbaren Entfernung noch die Vernetzung über Gewässerstrecken ein wichtige Rolle spielt (über Zuflüsse bzw. dem aus der Geest kommenden Oberlauf können Samen, Rhizome und Pflanzenfragmente eintreiben und sich etablieren).

Referenz und Bewertung

In Tabelle 21 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 6 gestellt werden und ein "schlechtes" bis „höchstes“ ökologisches Potenzial aufweisen. Probestelle M80 kann als Referenz für das „höchste ökologische Potenzial“ herangezogen werden.

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von meist über 50% auf und sind von Großlaichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 10.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 9	> 6	> 3	> 1	< 1

Tabelle 21: Subtyp 6 - breite geestferne Marschgewässer

		M80	M275	M129	M12	M130	M274	M19	M70	M6	M45
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		14	7	7	4	6	4	3	3	0	0
Ökologisches Potenzial		5	4	4	3	3	3	2	2	1	1
	Jahr	2005	1979	2005	2005	2005	1978	2005	2005	2005	2005
	ELF	360		1100	700	1600		620	700	1750	
	mittlere Breite [m]	12	12	12	15	30	12		12	15	20
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	8,8	7,6	4,9	7,7	5,5	9,0	7,0	7,6	14,6	6,1
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)	11,4	8,2	10,0	11,6	7,8			8,4	8,2	7,5
	Entfernung zur Küste (km)	9,4	8,5	2,3	7,6	5,0	17,0	9,2	8,5	2,1	5,3
Arten (Gewässer)											
	Deckung Hydrophyten (%)	76,0	24,0	32,6	2,8	81,6	38,0	6,6	7,2	0,1	0,0
	Artenzahl Hydrophyten	11	9	7	6	8	5	6	5	1	0
Hydrophyten											
Nymphaeiden	Nuphar lutea								0,1		
Nymphaeiden	Potamogeton natans										
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae	0,4	0,1	+							
Nymphaeiden	Persicaria amphibia	+						+			
Nymphaeiden	Luronium natans										
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius										
Vallisneriden	Sparganium emersum		0,1				0,2				
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica										
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia		0,4								
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus			0,1							
Magnopotamiden	Potamogeton lucens										
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus										
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides	4,0									
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii	2,0					3,0				
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus			2,0		4,0					
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius										
Parvopotamiden	Potamogeton crispus					0,1					
Parvopotamiden	Potamogeton compressus										
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus										
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius	+									
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus										
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus										
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus										
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum			0,1		2,0					
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum										
Myriophylliden	Hottonia palustris										
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum										
Pepliden	Callitriche platycarpa			1,0		1,0					
Pepliden	Callitriche hamulata	+									
Pepliden	Callitriche obtusangula				+			+			
Pepliden	Callitriche stagnalis										
Pepliden	Pistia stratiotes										
Parvopotamiden	Zannichellia palustris										
Stratiotiden	Stratiotes aloides		0,1								
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum	0,2	0,4	+	0,1		0,2	0,4	0,4		
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum										
Lemniden	Lemna minor	+	0,4		+	+	0,2	0,1	0,1	r	
Lemniden	Spirodela polyrhiza		0,1		+		0,2	+	+		
Lemniden	Lemna gibba		0,4								
Lemniden	Lemna minuta				+						
Riccielliden	Lemna trisulca	0,7				+					
Riccielliden	Riccia fluitans					+					
Isoetiden	Eleocharis acicularis										
Isoetiden	Juncus bulbosus										
Elodeiden	Elodea canadensis	+	0,4	+							
Elodeiden	Elodea nuttallii										
Chariden	Utricularia vulgaris	0,2			0,1	1,0		0,1	0,1		
Chariden	Nitella flexilis										
Chariden	Chara fragilis										
Chariden	Utricularia australis										

Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

7.6.11 Subtyp 7 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 7 umfasst die nicht tideoffenen Marschgewässer mit erhöhter Salinität (> 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bzw. 3,25 ‰). Die erhöhte Salinität beruht vor allem auf Zuwässerung mit salzhaltigem Wasser (z.B. im Bereich des E.V. Butjadingen, Landkreis Wesermarsch). Die Zuwässerung kann zu starken Wasserstandschwankungen führen. Das Sediment wird von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein.

Charakterisierung Makrophyten

Eine Makrophytenvegetation ist in der Regel auf salztolerante Arten beschränkt und aktuell meist nicht vorhanden. Die Ufer werden von Röhrichten geprägt. Bei völliger Degeneration finden sich im Wasser Massenbestände von Algen.

Referenz und Bewertung

In Tabelle 22 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 7 gestellt werden und ein „schlechtes“ bis „unbefriedigendes“ ökologisches Potenzial aufweisen. Sie können nicht als Referenz für das gute/höchste ökologische Potenzial herangezogen werden. Als Referenzen werden hier Gewässer in anderen, salzbeeinflussten Gewässern (im Bereich des E.V. Butjadingen, siehe IBL 1988) verwendet. Das Artenspektrum für Gewässer erhöhter Salinität aus IBL 1988 ist in der Spalte „Referenz“ in Tabelle 22 zusammen gestellt.

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von meist über 20% auf und sind von Kleinlaichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 6.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

In Tabelle 22 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 7 gestellt werden. Eine Bewertung wurde analog zum Subtyp 6 vorgenommen.

Tabelle 22: Subtyp 7 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität

		M219	M77	M158	M167	M183	M212	M203	Referenz
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		3	0	0	0	0	0	0	
Ökologisches Potenzial		2	1	1	1	1	1	1	
	Jahr	1988	2005	2005	2005	2005	1988	1988	
	ELF	9600	5800	5500	5500	6000	6600	5800	> 5000
	mittlere Breite [m]	1,0	4	4	8		10,0	12,0	
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	26,7	10,0	7,4	12,0	12,5	18,7	20,5	
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)					19,1			
	Entfernung zur Küste (km)	0,4	2,5	1,1	2,1	0,4	2,0	9,4	
	Arten (Gewässer)								
	Deckung Hydrophyten (%)	0,6	0	0	0	0	0	2	20
	Artenzahl Hydrophyten	3	0	0	0	0	0	1	6
Hydrophyten									
Nymphaeiden	Nuphar lutea								
Nymphaeiden	Potamogeton natans								
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae								
Nymphaeiden	Persicaria amphibia								v
Nymphaeiden	Luronium natans								
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius								
Vallisneriden	Sparganium emersum								
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica								
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia								
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus								
Magnopotamiden	Potamogeton lucens								v
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus								
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides								v
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii								v
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus								v
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius								
Parvopotamiden	Potamogeton crispus								
Parvopotamiden	Potamogeton compressus								
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus								
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius								
Parvopotamiden	Ruppia maritima								v
Parvopotamiden	Zannichellia palustris								v
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus								
Parvobatrachiden	Ranunculuns trichophyllus								
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus								v
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum								
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum								
Myriophylliden	Hottonia palustris								
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum								v
Pepliden	Callitriche platycarpa								v
Pepliden	Callitriche hamulata								
Pepliden	Callitriche obtusangula								
Pepliden	Callitriche stagnalis								
Stratiotiden	Stratiotes aloides								
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum								v
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum								
Lemniden	Lemna minor	+					0,2		v
Lemniden	Spirodela polyrhiza								v
Lemniden	Lemna gibba	+							v
Riccielliden	Lemna trisulca	+							v
Riccielliden	Riccia fluitans								
Isoetiden	Eleocharis acicularis								
Isoetiden	Juncus bulbosus								
Elodeiden	Elodea canadensis								
Elodeiden	Elodea nuttallii								
Chlorophytiden	Algen (Fadenalgen)								
Chariden	Utricularia vulgaris								
Chariden	Nitella flexilis								
Chariden	Utricularia australis								
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.									

7.6.12 Subtyp 8 - tidebeeinflusste Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 8 umfasst die tideoffenen Marschgewässer. In der Regel sind diese Gewässer breit (> 10m) und der Tideeinfluss kann zu unterschiedlich starken Wasserstandsschwankungen (0,3 bis ca. 1,5 m Tidenhub) führen. Außerdem wirkt sich die Tide auf die Fließgeschwindigkeit und –richtung des Wassers aus. Der Tideeinfluss nimmt landein ab und bildet einen dynamischen Gradienten aus. Das Sediment wird von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein. Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering bis mittel, meist liegt sie unter 1.500 μS .

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenvegetation ist oft nur randlich vorhanden oder auf einen Röhrichsaum reduziert. Je geringer der Tideeinfluss und damit die Wasserstandsschwankungen sind, desto besser kann die submerse Makrophytenvegetation ausgeprägt sein. Bei völliger Degeneration finden sich im Wasser Massenbestände von Algen.

Referenz und Bewertung

Probestelle M80 (Subtyp 6, Tabelle 21) wird als Referenz für das „höchste ökologische Potenzial“ herangezogen. Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von meist über 20% auf und sind von Schwimmblattvegetation oder Großlaichkräutern dominiert. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 10.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

In Tabelle 23 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 8 gestellt werden. Eine Bewertung wurde analog zum Subtyp 6 vorgenommen.

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn 9 Wertpunkte bei einer Untersuchung im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August auf einer Gewässerstrecke von 100 m erreicht werden. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt unberücksichtigt. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

Ökologisches Potenzial	höchstes	gutes	mäßiges	unbefriedigendes	schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 9	> 6	> 3	> 1	< 1

Tabelle 23: Subtyp 8 - tidebeeinflusste Marschgewässer

		M139	M282	M191	M140	M188	M184	M185	M187	M276	M186
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		5	3	3	2	1	0	0	0	0	0
Ökologisches Potenzial		3	2	2	2	1	1	1	1	1	1
	Jahr	2005	1978	1981	2005	2004	2004	2004	2004	1978	2004
	ELF	550									
	mittlere Breite [m]	15	15	15	15	20	25	40	10	20	15
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	1,1	-0,2	1,0	1,0	0,4	1,2	0,3	0,2	0,4	-0,2
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)	1,1	0,0	1,2	1,2	0,4	2,3	4,0	1,0	0,4	0,0
	Entfernung zur Küste (km)	7,8	29,8	7,0	7,0	36,2	10,7	17,8	24,1	36,2	29,8
	Arten (Gewässer)										
	Deckung Hydrophyten (%)	45,6	2,5	0,6	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	98,0	0,2
	Artenzahl Hydrophyten	12	5	3	2	1	0,0	0,0	0,0	8	1
Hydrophyten											
Nymphaeiden	Nuphar lutea	1,0	0,1	+	+						
Nymphaeiden	Potamogeton natans		0,1								
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae										
Nymphaeiden	Persicaria amphibia										
Nymphaeiden	Luronium natans										
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius										
Vallisneriden	Sparganium emersum			+							
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica										
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia	+	0,1								
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus										
Magnopotamiden	Potamogeton lucens										
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus										
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides									0,1	
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii	+									
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus	0,2									
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius										
Parvopotamiden	Potamogeton crispus										
Parvopotamiden	Potamogeton compressus									0,2	
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus										
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius										
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus										
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus										
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus										
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum										
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum										
Myriophylliden	Hottonia palustris										
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum										
Pepliden	Callitriche platycarpa	+	0,1	+	+	+				0,2	
Pepliden	Callitriche hamulata										
Pepliden	Callitriche obtusangula										
Pepliden	Callitriche stagnalis										
Stratiotiden	Stratiotes aloides										
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum	1,2								0,2	
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum										
Lemniden	Lemna minor	+	0,1							5,0	
Lemniden	Spirodela polyrhiza	+								3,0	+
Lemniden	Lemna gibba										
Riccielliden	Lemna trisulca	+									
Riccielliden	Riccia fluitans										
Isoetiden	Eleocharis acicularis										
Isoetiden	Juncus bulbosus										
Elodeiden	Elodea canadensis	+								0,1	
Elodeiden	Elodea nuttallii	2,0								1,0	
Chlorophytiden	Algen (Fadenalgen)										
Chariden	Utricularia vulgaris										
Chariden	Nitella flexilis	+									
Chariden	Utricularia australis										
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.											

7.6.12 Subtyp 9 - stark tidebeeinflusste Marschgewässer

Charakterisierung abiotischer Parameter

Subtyp 9 umfasst die tideoffenen Marschgewässer, die einem starken Tideeinfluss unterliegen (Tidenhub über 1,5 m). In der Regel sind diese Gewässer sehr breit (>> 10 m). Der Tideeinfluss führt zu starken Wasserstandschwankungen (über 1,5 m Tidenhub). Durch den Einfluss von Meereswasser ist die Salinität entsprechend dem Tideeinfluss erhöht. Der Tideeinfluss nimmt landein ab und bildet einen dynamischen Gradienten aus. Das Sediment wird von Marschboden gebildet. Die Elektrische Leitfähigkeit ist mittel bis erhöht und überschreitet teilweise 1.500 μS .

Charakterisierung Makrophyten

Die Makrophytenvegetation ist in der Regel auf einen Röhrichtsaum am Ufer reduziert. Eine nähere Beschreibung dieses Subtyps findet sich bei Stiller (2005).

Referenz und Bewertung

Ein höchstes ökologisches Potenzial kann anhand der submersen Makrophyten nicht beschrieben werden, da diese in stark tidebeeinflussten Marschgewässern kaum vorkommen.

In Tabelle 24 sind die Daten von Probestellen aufgelistet, die zum Subtyp 9 gestellt werden. Eine Bewertung wurde versuchsweise analog zum Subtyp 6 vorgenommen.

Das hier entwickelte Bewertungsverfahren ist für Subtyp 8 nicht geeignet, da es auf dem Vorkommen submerser Makrophyten basiert. Ein spezielles Bewertungsverfahren für diesen Subtyp findet sich bei Stiller (2005). Dieses erfordert eine eigenständige Erfassung und daher auf den hier zu Verfügung stehenden Datensatz nicht angewandt werden.

Tabelle 24: Subtyp 9 - stark tidebeeinflusste Marschgewässer

		M189	M71	M78	M79	M137
Ökologische Qualitäts-Kennzahl		1	0	0	0	0
Ökologisches Potenzial		1	1	1	1	1
	Jahr	2004	2005	2005	2005	2005
	ELF			1200	1600	1100
	mittlere Breite [m]	40	20	8	10	20
	Entfernung zur Geest kürzeste Luftlinie (km)	0,3	5,2	12,0	12,0	5,3
	Entfernung zur Geest in Fließrichtung Gewässer(km)	0,7	5,2			8,5
	Entfernung zur Küste (km)	25,0	2,0	3,4	4,3	2,0
	Arten (Gewässer)					
	Deckung Hydrophyten (%)	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0
	Artenzahl Hydrophyten	2	0	0	2	0
Hydrophyten						
Nymphaeiden	Nuphar lutea					
Nymphaeiden	Potamogeton natans					
Nymphaeiden	Hydrocharis morsus-ranae					
Nymphaeiden	Persicaria amphibia					
Nymphaeiden	Luronium natans					
Nymphaeiden	Potamogeton polygonifolius					
Vallisneriden	Sparganium emersum					
Vallisneriden	Alisma plantago-aquatica					
Vallisneriden	Sagittaria sagittifolia					
Magnopotamiden	Potamogeton alpinus					
Magnopotamiden	Potamogeton lucens					
Magnopotamiden	Potamogeton perfoliatus					
Parvopotamiden	Potamogeton trichoides					
Parvopotamiden	Potamogeton berchtoldii					
Parvopotamiden	Potamogeton pectinatus					+
Parvopotamiden	Potamogeton obtusifolius					
Parvopotamiden	Potamogeton crispus					
Parvopotamiden	Potamogeton compressus					
Parvopotamiden	Potamogeton pusillus					
Parvopotamiden	Potamogeton acutifolius					
Parvobatrachiden	Ranunculus peltatus					
Parvobatrachiden	Ranunculus trichophyllus					
Parvobatrachiden	Ranunculus circinatus					
Myriophylliden	Myriophyllum spicatum					
Myriophylliden	Myriophyllum verticillatum					
Myriophylliden	Hottonia palustris					
Myriophylliden	Myriophyllum alterniflorum					
Pepliden	Callitriche platycarpa	+				
Pepliden	Callitriche hamulata					
Pepliden	Callitriche obtusangula					
Pepliden	Callitriche stagnalis					
Stratiotiden	Stratiotes aloides					
Ceratophylliden	Ceratophyllum demersum					
Ceratophylliden	Ceratophyllum submersum					
Lemniden	Lemna minor	+				
Lemniden	Spirodela polyrhiza					+
Lemniden	Lemna gibba					
Riccielliden	Lemna trisulca					
Riccielliden	Riccia fluitans					
Isoetiden	Eleocharis acicularis					
Isoetiden	Juncus bulbosus					
Elodeiden	Elodea canadensis					
Elodeiden	Elodea nuttallii					
Chlorophytiden	Algen (Fadenalgen)					
Chariden	Utricularia vulgaris					
Chariden	Nitella flexilis					
Chariden	Utricularia australis					

Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial -
Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

7.6.13 Bewertungsregeln

In Kap. 6 sind rezente und historische Bedingungen ermittelt worden. Hieraus werden in Tabelle 25 Wertpunkte für jede submers lebende Makrophytenart abgeleitet (Kap. 7.6.4). Für jede Probestelle werden die erzielten Wertpunkte für Vorkommen wertgebender Makrophytenarten und definierte Quantitäten dieser Makrophytenarten, Gesamtdeckung und Artenzahl wertgebender Makrophytenarten aufaddiert und ergeben eine zusammenfassende Zahl, die „Ökologische Qualitäts-Kennzahl“:

	(a) Wertpunkte Vorkommen wertgebender Makrophytenarten
+	(b) Wertpunkte Deckung wertgebender Makrophytenarten
+	(c) Wertpunkte Gesamtdeckung wertgebender Makrophytenarten
+	(d) Wertpunkte Artenzahl wertgebender Makrophytenarten
+	(e) Wertpunkte Gesamtdeckung aller Makrophytenarten
<hr/>	
=	Ökologische Qualitätskennzahl

(a) Wertpunkte Vorkommen wertgebender Makrophytenarten

Als „wertgebende Makrophytenarten“ werden die Hydrophyten (echte Wasserpflanzen) herangezogen. Die meist randlich und am Ufer wachsenden Helophyten (Sumpfpflanzen) lassen vielfach eine Differenzierung nicht zu und sich daher im vorliegenden Fall für eine Bewertung nicht geeignet.

Typische Makrophytenarten der Marschgewässer, die hier rezent selten auftreten bzw. gegenüber den angenommenen Referenzbedingungen für das höchste/gute ökologische Potenzial zurückgegangen sind, erhalten 2 Wertpunkte. Typische Makrophytenarten der Marschgewässer, die hier rezent verbreitet auftreten, erhalten 1 Wertpunkt, alle anderen 0 Wertpunkte. Auf Störungen hinweisende Arten erhalten –1 Wertpunkt. Die Zuordnung der Wertpunkte zu den Makrophytenarten erfolgt für jeden Subtyp getrennt. Zur Bewertung des ökologischen Zustandes werden zunächst anhand der Vegetationsaufnahme einer Probestelle die Wertpunkte aufaddiert. Je Vorkommen einer Makrophytenart können +2 bis – 1 Wertpunkte erreicht werden.

(b) Wertpunkte Deckung wertgebender Makrophytenarten

Die Quantität wird berücksichtigt, indem bei Deckung der jeweiligen Art über LONDO 2 (entsprechend 15 – 25 % Deckung) die in der Spalte „Quantitativ“ in Tabelle 25 genannte Wertzahl hinzu addiert wird. Damit können wertgebende Makrophytenarten bis zu max. 3 Wertpunkte für (a) Vorkommen und (b) höhere Deckung erhalten.

(c) Wertpunkte Gesamtdeckung wertgebender Makrophytenarten

Die Deckung der Hydrophyten ohne Lemniden, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum* wird rechnerisch aus den erhobenen Daten ermittelt. Hierzu werden die nach der LONDO-Skala ermittelten Werte für die festgestellten Vertreter dieser Artengruppe aufaddiert¹⁰. Die in LONDO ausgedrückte Summe entspricht etwa der angegebenen Bandbreite der Deckung in %. Bei Gesamt-

¹⁰ Die Summe der LONDO-Werte kann über 10 liegen, wenn sich Arten überdecken. Dies ist für die Bewertung unerheblich, da es darauf ankommt, wertgebende Deckungen über LONDO 2 zu ermitteln.

deckungen über LONDO 2 wird +1 Wertpunkt vergeben, bei Gesamtdeckungen über LONDO 5 werden +2 Wertpunkte vergeben.

Summe der Deckungen aller Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über LONDO 2 (entsprechend ca. 15 – 25 % Deckung)	+ 1 Wertpunkt
Summe der Deckungen aller Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über LONDO 5 (entsprechend ca. 45 – 55 % Deckung)	+ 2 Wertpunkte

(c) *Wertpunkte Artenzahl wertgebender Makrophytenarten*

Die Artenzahl der Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum wird rechnerisch aus den erhobenen Daten ermittelt. Bei Artenzahlen 5 wird +1 Wertpunkt vergeben, bei Artenzahlen über 8 werden +2 Wertpunkte vergeben.

Artenzahl Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über 5 Arten	+ 1 Wertpunkt
Artenzahl Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über 8 Arten	+ 2 Wertpunkte

(e) *Wertpunkte Gesamtdeckung aller Makrophytenarten*

Sehr hohe Gesamtdeckungen (unter Berücksichtigung aller Makrophytenarten, Hydrophyten und Helophyten) entsprechen nicht den Zielvorstellungen und Referenzbedingungen und führen daher zu einer Abwertung. Die Gesamtdeckung wird bei der Datenerhebung immer vor Ort erhoben und direkt in % angegeben.

Gesamtdeckung alle Makrophyten über 80 %	- 1 Wertpunkt
--	---------------

Auf diese Weise lässt sich für jede Probestelle eine Wertpunktsumme ermitteln, in die neben den vorkommenden Arten die Deckung und die Artenzahl der wertbestimmenden Arten sowie die Gesamtdeckung aller Arten eingehen; siehe nachfolgendes Beispiel für ein Gewässer des Subtyps 1:

		Wertpunkte Vorkommen	Wertpunkte Deckung
Art 1	LONDO 0,4	1	0
Art 2	LONDO 1	0	0
Art 3	LONDO 3	2	1
Art 4	LONDO 6	1	2
Art 5	LONDO 0,1	- 1	0
Summe aus Wertzahlen		(a) 3	(b) 3
		Wertpunkte	
Gesamtdeckung wertgebender Makrophytenarten (Art 1, 3, 4)	LONDO 9,4	(c) 2	
Artenzahl wertgebender Makrophytenarten (Art 1, 3, 4)	3	(d) 0	
Gesamtdeckung alle Arten	99%	(e) - 1	
Summe Wertpunkte (a) bis (e) = Ökologische Qualitäts-Kennzahl		7	

Die Wertpunktsummen werden nach folgenden Regeln transformiert und ergeben den ökologischen Zustand im Sinne der WRRL (Details siehe Beschreibung der Subtypen):

	Subtypen 1, 2 und 5 (Marschgewässer mit Geesteinfluss)	Subtypen 3, 4, 6, 7, 8 (sonstige Marschgewässer)
höchstes Potenzial	über 12 Wertpunkte	über 9 Wertpunkte
gutes Potenzial	9 bis 12 Wertpunkte	7 bis 8 Wertpunkte
mäßiges Potenzial	5 bis 8 Wertpunkte	4 bis 6 Wertpunkte
unbefriedigendes Potenzial	2 bis 4 Wertpunkte	2 bis 3 Wertpunkte
schlechtes Potenzial	unter 2 Wertpunkte	unter 2 Wertpunkte

Bezogen auf obiges Beispiel für den Subtyp 1 ergibt sich die Bewertung "mäßiges Potenzial".

Die praktische Anwendung erfolgt in einer Tabellenkalkulation, welche die entsprechende Rechenformel vorhält und die Berechnung automatisiert. Eine Anwendung dieser Bewertungsmethode auf die Erhebungen 2005 sowie 1978/82 zeigen Abbildung 51, Abbildung 52, Abbildung 53, Abbildung 54. Weitere Daten Dritter wurden in Kap. 8 nach diesem Verfahren bewertet.

Tabelle 25: Wertfaktoren für alle Subtypen

Wuchsform	Subtyp	Artname	ST 1		ST 2		ST 3		St 4		ST 5		ST 6		ST 7		ST 8		ST 9	
			Qualitativ	Quantitativ																
Pepliden		Callitriche hamulata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Pepliden		Callitriche obtusangula	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Pepliden		Callitriche platycarpa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Pepliden		Callitriche stagnalis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Ceratophylliden		Ceratophyllum submersum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Chariden		Chara fragilis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Isoetiden		Eleocharis acicularis	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Elodeiden		Elodea canadensis	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Elodeiden		Elodea nuttallii	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Myriophylliden		Hottonia palustris	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Nymphaeiden		Hydrocharis morsus-ranae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Isoetiden		Juncus bulbosus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0
Nymphaeiden		Luronium natans	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Myriophylliden		Myriophyllum alterniflorum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Myriophylliden		Myriophyllum spicatum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Myriophylliden		Myriophyllum verticillatum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Chariden		Nitella flexilis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Nymphaeiden		Nuphar lutea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Nymphaeiden		Persicaria amphibia	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2	0	1	0	1
Pepliden		Pistia stratiotes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Parvopotamiden		Potamogeton acutifolius	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Magnopotamiden		Potamogeton alpinus	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parvopotamiden		Potamogeton bertholdii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Parvopotamiden		Potamogeton compressus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Parvopotamiden		Potamogeton crispus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Magnopotamiden		Potamogeton lucens	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Nymphaeiden		Potamogeton natans	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Parvopotamiden		Potamogeton obtusifolius	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Magnopotamiden		Potamogeton perfoliatus	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Nymphaeiden		Potamogeton polygonifolius	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parvopotamiden		Potamogeton pusillus	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Parvobatrachiden		Ranunculuns trichophyllus	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Parvobatrachiden		Ranunculus circinatus	0	1	0	1	1	2	1	2	0	1	1	2	2	2	0	1	1	2
Parvobatrachiden		Ranunculus peltatus	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1	2
Riccielliden		Riccia fluitans	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2	0	1	0	1
Vallisneriden		Sagittaria sagittifolia	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Vallisneriden		Sparganium emersum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Stratiotiden		Stratiotes aloides	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Chariden		Utricularia vulgaris	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Parvopotamiden		Groenlandia densa	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parvopotamiden		Ruppia maritima	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parvopotamiden		Zannichellia palustris	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parvopotamiden		Potamogeton pectinatus	-1	-2	-1	-2	0	0	1	0	-1	-2	0	0	2	2	-1	-2	0	0
Parvopotamiden		Potamogeton trichoides	0	-1	0	-1	1	2	1	2	0	-1	1	2	2	2	0	-1	1	2
Ceratophylliden		Ceratophyllum demersum	0	-1	-1	-2	1	0	1	0	0	-1	1	0	2	2	0	-1	1	0
Lemniden		Lemna gibba	-1	-1	-1	-2	0	0	0	0	-1	-1	0	0	1	0	-1	-1	0	0
Lemniden		Lemna minor	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	-1	0	0	1	0	0	-1	0	0
Lemniden		Lemna minuta	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Riccielliden		Lemna trisulca	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Lemniden		Spirodela polyrhiza	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	-1	0	0	1	0	0	-1	0	0

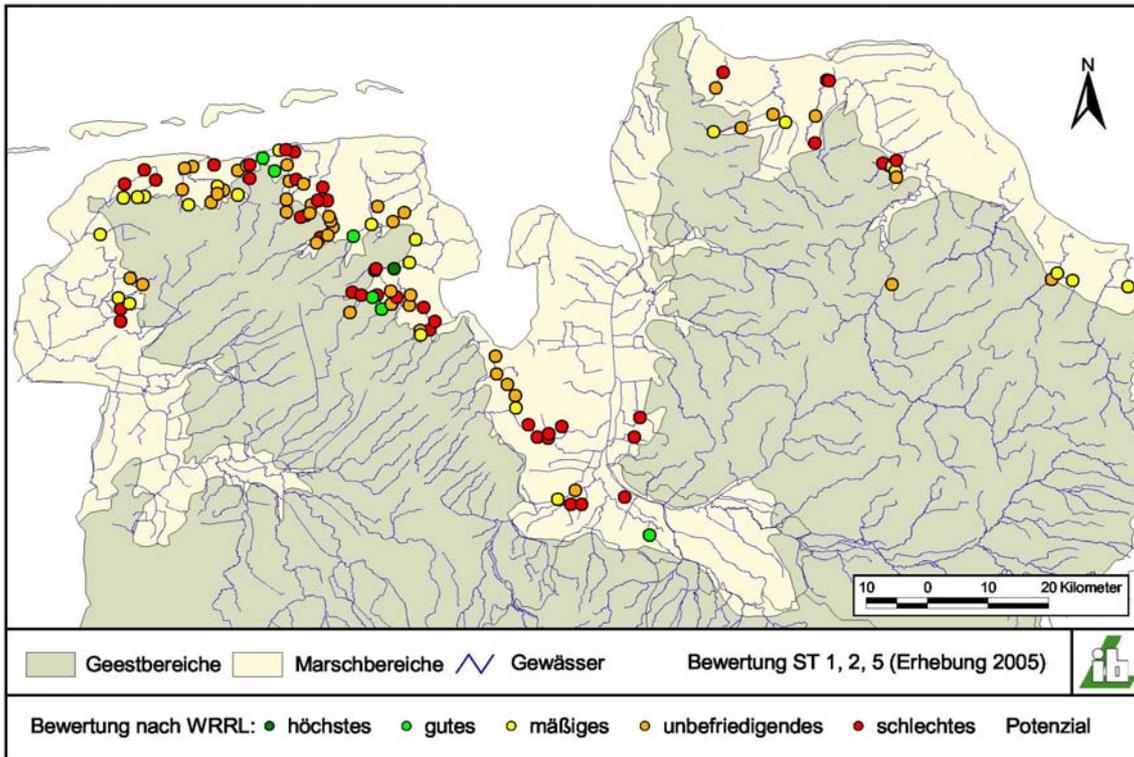


Abbildung 51: Bewertung ökol. Potenzial geestnahe Marschgewässer (ST 1, 2, 5), Erhebung 2005

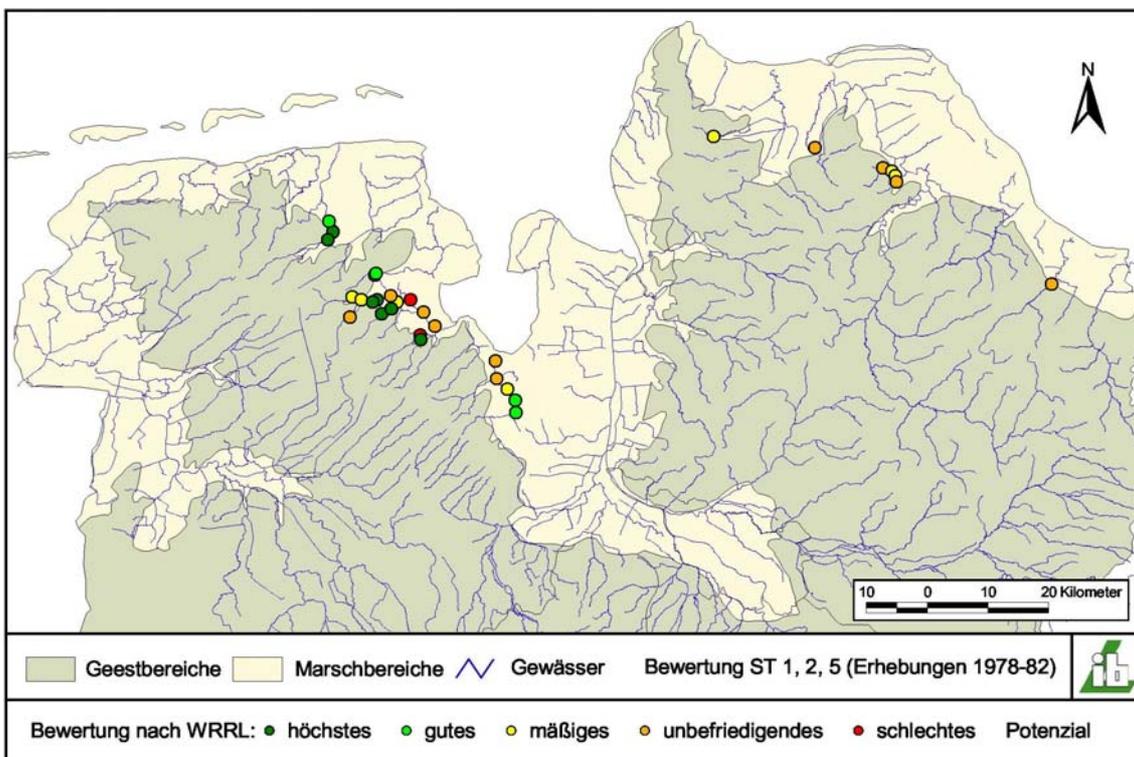


Abbildung 52: Bewertung ökol. Potenzial geestnahe Marschgewässer (Subtypen 1, 2, 5), Erhebung 1978-1982

Erläuterung: dunkelgrün = höchstes; hellgrün = gutes; gelb = mäßiges, orange = unbefriedigendes; rot = schlechtes ökologisches Potenzial.

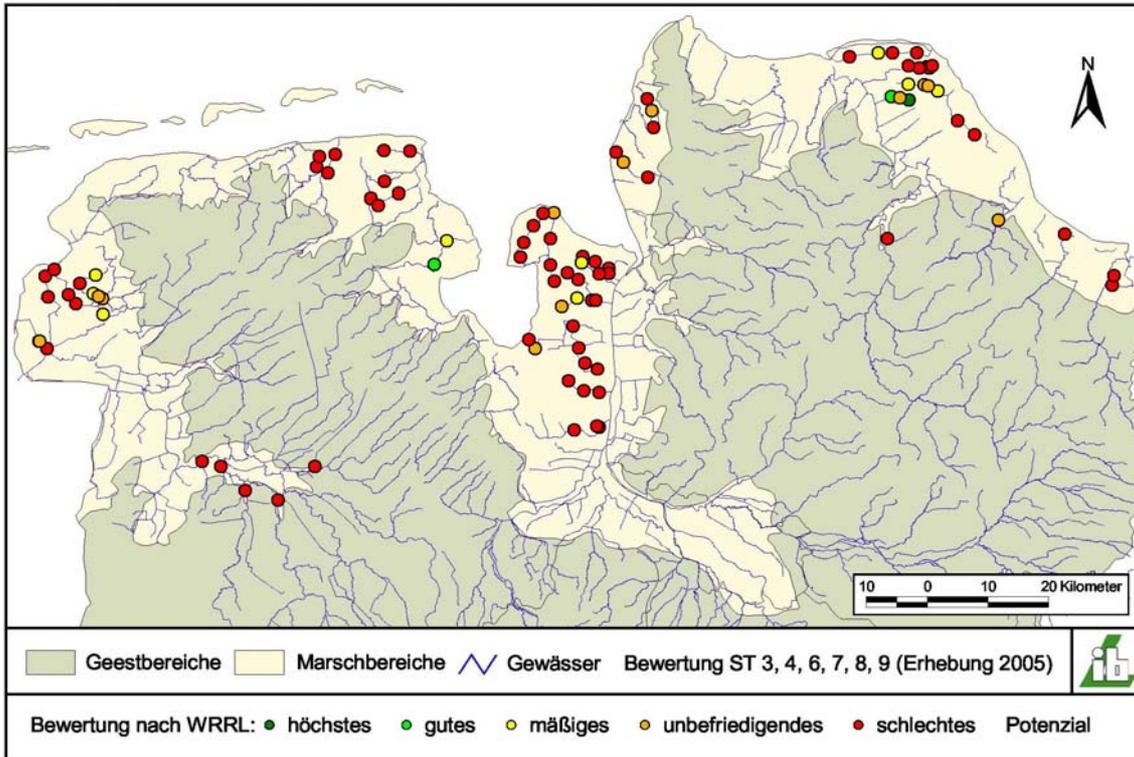


Abbildung 53: Bewertung ökol. Potenzial sonstige Marschgewässer (Subtypen 3, 4, 6, 7, 8, 9), Erhebung 2005

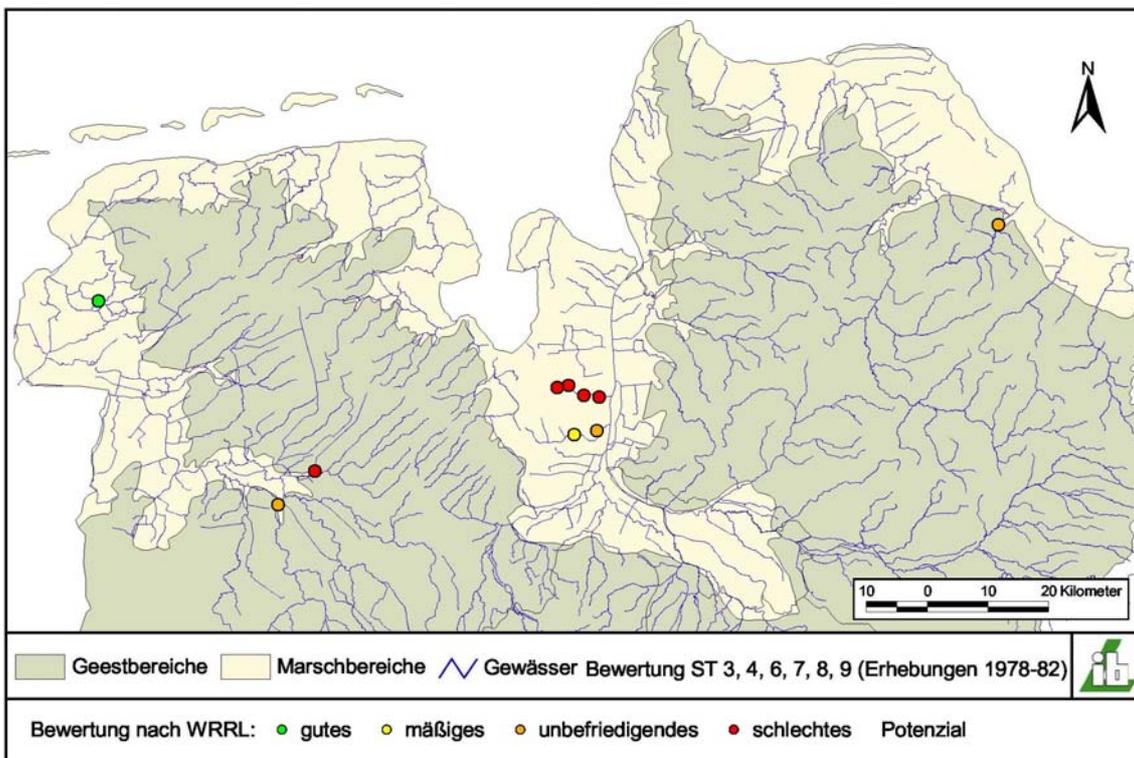


Abbildung 54: Bewertung ökol. Potenzial sonstige Marschgewässer (Subtypen 3, 4, 6, 7, 8, 9), Erhebung 1978-1982

Erläuterung: dunkelgrün = höchstes; hellgrün = gutes; gelb = mäßiges, orange = unbefriedigendes; rot = schlechtes ökologisches Potenzial.

8 Dynamik und Konstanz der Makrophytenvegetation

8.1 Modellstrecken

Nachfolgend werden zunächst die Modellstrecken gesondert beschrieben. Soweit verfügbar, werden historische Daten mit dargestellt.

8.1.1 Wischhafener Schleusenfleth

Das Wischhafener Schleusenfleth (Abbildung 55) zählt zum Subtyp des Marschgewässers in Polderflächen. Es ist weiter geestfern und mittelbreit. Auf weiten Strecken ist ein sehr dichter Bestand des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) ausgebildet, der im Sommer 2005 fast den gesamten Wasserkörper ausfüllte (Abbildung 56) und damit abflusshemmend wirkte. Daneben traten teilweise *Callitriche platycarpa* (Wasserstern) und Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) mit höherer Stetigkeit auf. Weitere submerse Arten wie das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) waren nur sehr vereinzelt vorhanden. Die Gesamtartenzahl lag bei allen Probestellen unter 10. Die elektrische Leitfähigkeit (ELF) schwankte zwischen 1.200 und 1.600 μS , ein für Marschgewässer mit reinem Marscheinzugsgebiet typischer Wert. Die Ufer sind steil und streckenweise von schilf-dominiertem Röhricht gesäumt.



Abbildung 55: Wischhafener Schleusenfleth (M98)

Die Ufer zeigen mit dem Wechsel zwischen jeweils bandförmig strukturiertem Schilfröhricht sowie Gräser- und Hochstaudenbeständen eine auch für die Marsch typische Ausprägung. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen reichen in der Regel ohne Seitenstreifen bis zur Böschungsoberkante.



Abbildung 56: Wischhafener Schleusenfleth (M99): Massenbestand des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus*)



Abbildung 57: Wischhafener Schleusenfleth (M98): Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) und Kamm-Laichkraut (*P. pectinatus*)

Tabelle 26: Vegetation Wischhafener Schleusenfleth 2005

Probestelle	M96	M97	M99	M98
Subtyp	4	4	4	4
ökologische Qualitäts-Kennzahl	5	3	4	3
Bewertung ökologisches Potenzial	3	2	3	2
Abschnittslänge [m]	100	100	100	100
mittlere Tiefe [cm]	40	50	50	50
akt. Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch, 4=trocken)	2	2	1	2
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	3	3	2
mittlere Breite [m]	4	8	10	8
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0.1	0.1	0.1	0.1
Substrat [TL = Ton/Lehm, Sch = Schlick, St = Steine]	TL	TL	TL	TL
ELF [μ S]	1600	1300	1400	1400
Algen-Aspekt	v	v	v	v
Beprobung U=Ufer / G=Ganzes Fließgewässer	G	G	G	G
Gesamtdeckung (%)	140	88	1	100
Artenzahl	8	5	6	6
Pflanzenarten (wiss. Namen)				
Phragmites australis		0,2	0,1	1,0
Potamogeton pectinatus	6,0	8,0	+	6,0
Callitriche platycarpa	5,0	0,2	+	1,0
Lemna minor	2,0	0,4	+	2,0
Phalaris arundinacea	1,0			
Agrostis stolonifera	+			+
Ceratophyllum demersum	r	+		
Glyceria maxima				
Iris pseudacorus			+	
Lemna gibba	+		+	
Typha latifolia				
Equisetum palustris	+			
Polygonum amphibium				+
Potamogeton crispus				+
Spirodela polyrhiza				
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.				

Der Wasserkörper im Wischhafener Schleusenfleth war im August 2005 vom Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) weitgehend ausgefüllt. Die mit 0,5 m geringe Tiefe ermöglicht trotz der Wassertrübe eine Sicht bis knapp auf den Grund (Abbildung 57). Das Wischhafener Schleusenfleth ist ein Beispiel für einen mäßiges bis unbefriedigendes ökologisches Potenzial. Aufgrund der Landschaftsstruktur (Polderung der umgebenden Flächen) und der vorgegebenen Nutzung sind die Entwicklungsmöglichkeiten begrenzt.

8.1.2 Hackemühler Bach

Der Hackemühler Bach (Abbildung 58) stellt ein typisches schmales Marschgewässer mit Geesteinfluss und nur teilweisem Marscheinzugsgebiet (Subtyp 1) dar. Die Vegetation zählt zum Nypaeiden-reichen Typ (*Sparganium emersum*-Gesellschaft). Neben dieser prägenden Schimtblattvegetation ist teilweise eine artenreiche Submersvegetation vorhanden. In einzelnen Bereichen treten Massenbestände von Wasserpest (*Elodea canadensis*) und schmalblättrigen Laichkräutern auf (*Potamogeton acutifolius* (gefährdete Art, Kat. 3, Abbildung 59), *P. pusillus* und *P. trichoides*).



Abbildung 58: Untersuchungsstrecke Hackemühler Bach (M101)

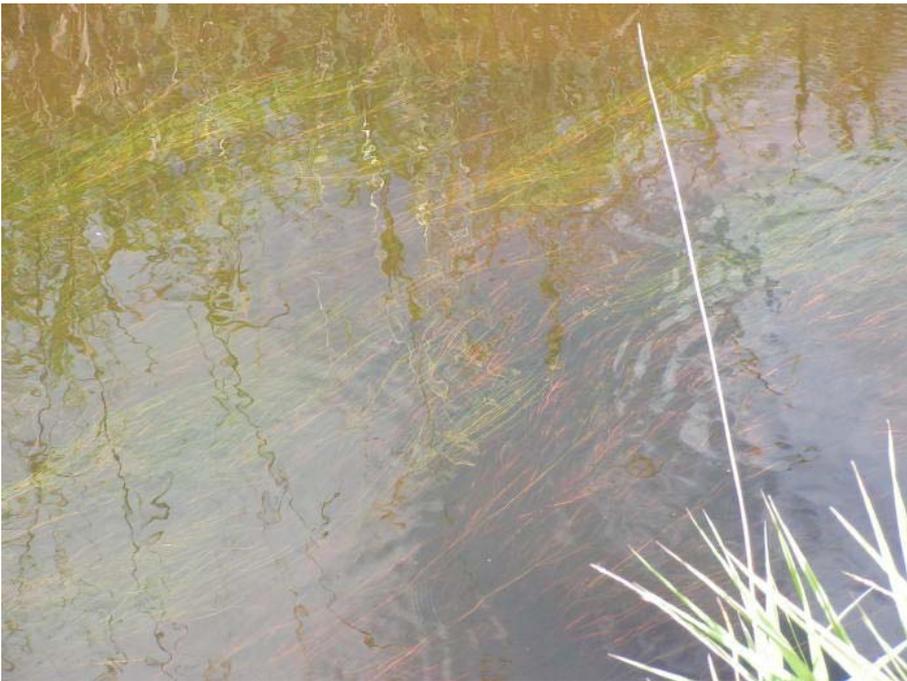


Abbildung 59: Untersuchungsstrecke Hackemühler Bach (M100), Bestand mit Spitzblättrigem Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*)

Tabelle 27: Vegetation Hackemühler Bach/Basbecker Schleusenfleth 1981/2005

Nr. Probestelle	Hackemühler Bach			Basbecker Schleusenfleth			Hackem. Bach		Basbecker Schleus..	
	M100	M102	M101	M103	M104	M105	M102 M195	M101 M196	M103 M197	M105 M198
Subtyp	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	5	2	5	5	1	3	3	7	7	4
Bewertung ökologisches Potenzial	3	1	3	3	1	2	2	3	3	2
Jahr der Untersuchung	2005						1981			
Abschnittslänge [m]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
mittlere Tiefe [cm]	50	20	-120	40	150	80				
Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch)	2	2	2	2	2	2				
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	1	2	2	2	3				
mittlere Breite [m]	3	3	3	2	7	4				
Beschattung	1	1	1	1	1	2				
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0.5	0.5		0.1	0.2	0.3				
Substrat [TL = Ton/Lehm, Sch = Schlick]	Sch	TL	TL	TL	TL	TL				
ELF	500	480	500	850	550	400				
Algen-Aspekt	v	v	v	v	v	v				
Gesamtdeckung (%)	51	10	74	55	14	54	2	59	40	56
Artenzahl	9	8	18	10	7	11	6	12	9	12
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,7	+	0,2	0,2	+	0,2		0,1		0,1
<i>Myosotis palustris</i>	+	.1	+		+	+	+	+		+
<i>Rumex hydrolaphatum</i>		+	+	+		+				+
<i>Carex gracilis</i>				0,1	+					
<i>Juncus effusus</i>	+		+		+					
<i>Phragmites australis</i>			+	0,2	0,4			+		
<i>Polygonum hydropiper</i>	+		+			+				0,1
<i>Elodea canadensis</i>	+		4,0			3,0		2,0	1,2	
<i>Potamogeton trichoides</i>			+	2,0		2,0			1,2	3,0
<i>Nuphar lutea</i>			3,0	3,0	1,0			0,4	0,2	0,4
<i>Iris pseudacorus</i>			+	+						
<i>Potamogeton pusillus</i>			0,2			+				
<i>Callitriche platycarpa</i>	0,4	1,0				0,2				0,2
<i>Utricularia vulgaris</i>				+		+			0,2	
<i>Sparganium emersum</i>	+		+				0,1	1,2		
<i>Glyceria fluitans</i>			+			+	+	+		+
<i>Lemna minor</i>			+			+	+	0,2	0,2	0,4
<i>Agrostis stolonifera</i>			+							
<i>Butomus umbellatus</i>			r							
<i>Eleocharis acicularis</i>				+						
<i>Filipendula ulmaria</i>						+				
<i>Lythrum salicaria</i>		+								
<i>Nasturtium officinale</i>		+								
<i>Potamogeton pectinatus</i>	+									
<i>Solanum dulcamara</i>		+								
<i>Symphytum officinale</i>				+						
<i>Potamogeton acutifolius</i>	4,0									
<i>Acorus calamus</i>			+					+		
<i>Rorippa amphibia</i>		+					+			
<i>Potamogeton alpinus</i>							0,1	2,0		1,2
<i>Ceratophyllum demersum</i>									0,2	0,1
<i>Potamogeton compressus</i>								+	0,2	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>										0,1
<i>Myriophyllum verticillatum</i>									0,2	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>									0,4	
<i>Sparganium erectum</i>								+		

Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial
Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

Von besonderem Interesse ist die Gegenüberstellung der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1981 und 2005. Mit dem Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) war ein Großlaichkraut prägend, das in der Zwischenzeit aus vielen Gewässern der Marsch verschwunden ist. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) war nur mit geringen

Deckungswerten vertreten. Es hat ein Wechsel der Dominanzstrukturen stattgefunden, die Entwicklung ist negativ zu bewerten.

Beide Gewässer weisen heute Abschnitte mit "mäßiger", "unbefriedigender" bzw. "schlechtem" Potenzial auf.

8.1.3 Harle / Wittmunder Tief

Die Harle war vor fast 30 Jahren ein Marschgewässer mit artenreicher Hydrophytenvegetation, die 2005 kaum noch festgestellt werden konnte. Entsprechend hat sich das 1978 festgestellte höchste ökologische Potenzial bis 2005 auf "unbefriedigend" bzw. "schlecht" drastisch verringert.

Bis auf einen kleinen Bestand des Schwimmenden Laichkrauts (*Potamogeton natans*) sind alle Laichkräuter ausgefallen, dagegen haben die Nymphaeiden zugenommen. Allerdings wurden diese Laichkräuter teilweise im Rahmen anderer Erfassungen festgestellt, so dass seinerzeit schon eine entsprechende Unbeständigkeit vorhanden sein kann. Feder u. Schäfer (2003) nennen für die Harle: Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*), Flachstängeliges Laichkraut (*Potamogeton compressus*, bei Altfunnixiel), Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*, früher bei Wittmund), Glänzendes Laichkraut (*Potamogeton lucens*), Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*, beide Harle s. Wittmund), Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*, mehrfach) und Haarförmiges Laichkraut (*Potamogeton trichoides*).



Abbildung 60: Harle / Wittmunder Tief

Typische Wuchsorte der fast durchgehend in der Harle vorkommenden Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) finden sich an den ufernahen Bereichen (Abbildung 60).

Tabelle 28: Vegetation Harle/Wittmunder Tief 1978/2005

Probestelle	Harle / Wittmunder Tief											M277	M278	M279		
	M39	M40	M42	M37	M38	M41	M43	M44	M45	M46	M39				M40	M42
entspricht Probestelle aus 2005																
Subtyp	1	5	5	1	1	1	5	5	6	6		1	5	5		
ökologische Qualitäts-Kennzahl	3	2	3	2	1	2	1	1	0	0		15	15	10		
Bewertung ökologisches Potenzial	2	2	2	2	1	2	1	1	1	1		5	5	4		
Untersuchungsjahr	2005											1978				
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2						
mittlere Breite [m]	10	12	15	10	10	15	20	20	20	25						
ELF	300	300	390	280	300	250	400	410		520						
Gesamtdeckung (%)	5	30	20	5	10	5	10	2	2	1		60	60	50		
Artenzahl	15	13	11	4	8	12	6	6	4	4		29	23	24		
Hydrophyten																
Nuphar lutea		1,2	1,2	0,4		0,4	+	+				0,4	0,4	0,4		
Lemna minor	+	0,2	+	+	+							0,1	0,4	0,1		
Utricularia vulgaris	+		+	0,2	+	+						0,4		0,1		
Persicaria amphibia				+	+							0,4	0,1	0,1		
Sagittaria sagittifolia		1,2	+									0,1	0,1			
Callitriche platycarpa	+											0,4	0,4	0,4		
Hydrocharis morsus-ranae	+											0,4	0,1			
Potamogeton natans			+									0,4	0,4	0,4		
Spirodela polyrhiza					+							0,1	0,1	0,4		
Alisma plantago-aquatica												0,1	0,4	0,1		
Callitriche hamulata												0,1	0,1			
Callitriche stagnalis												V				
Ceratophyllum demersum														0,4		
Elodea canadensis												0,4	0,4	0,4		
Lemna gibba														0,4		
Lemna trisulca												0,1		0,1		
Myriophyllum spicatum												0,1	0,4	0,4		
Myriophyllum verticillatum														0,1		
Potamogeton berchtoldii												0,4	0,1	0,1		
Potamogeton alpinus												T				
Potamogeton compressus												V77				
Potamogeton crispus												V77				
Potamogeton lucens													V82			
Potamogeton pectinatus														0,1		
Potamogeton perfoliatus													V82			
Potamogeton trichoides												0,4	1	0,4		
Ranunculus peltatus												V77		0,1		
Riccia fluitans												0,1				
Sparganium emersum												1,0	0,4	0,4		
Helophyten																
Glyceria maxima	+	0,4	0,2			0,2	1	0,2	0,2	+		0,1	0,4	0,4		
Phragmites australis	0,4	0,1	0,1		0,7		+	+	+	+						
Phalaris arundinacea	0,2	0,2			0,2		0,1	+	+	+		0,4	0,4			
Solanum dulcamara	+	+	+		+		+	+								
Epilobium hirsutum	+	+					+		+	+						
Carex acuta	+		0,1		+	+										
Iris pseudacorus		0,1				+		+								
Alnus glutinosa	+					+										
Filipendula ulmaria	+		+													
Juncus effusus		+				+										
Myosotis scorpioides	+	+										0,1	0,4			
Salix cinerea	+					+										
Agrostis stolonifera	+											0,1	0,1			
Hydrocotyle vulgaris			+													
Lycopus europaeus						+										
Lythrum salicaria						+										
Persicaria hydropiper		0,1														
Rorippa amphibia		+										0,1				
Salix triandra						+										
Valeriana officinalis						+										
Acorus calamus														0,1		
Alopecurus geniculatus												0,1	0,1	0,1		
Glyceria fluitans												0,1	0,1	0,1		
Sparganium erectum														0,1		
Erläuterungen:																
T = Treibsel im Jahr 1982, V82 = 1982, V77 = 1977																

5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Hinweis: Deckungs. nach Londo.

8.1.4 Käseburger Sieltief



Abbildung 61: Käseburger Sieltief (Oberlauf)



Abbildung 62: Käseburger Sieltief (Unterlauf)

Tabelle 29: Vegetation Käseburger Sieltief 1978/2005

Probestelle	Käseburger Sieltief									
	M109	M141	M106	M107	M108	M110	M111	M112	M274	M269
entspricht Probestelle aus 2005									M109	M141
Subtyp	6	3	1	1	5	6	1	1	6	3
ökologische Qualitäts-Kennzahl	0	0	1	0	1	0	1	1	4	3
Bewertung ökologische Potenzial	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2
Jahr	2005								1978	
mittlere Tiefe [cm]	150	150	10	80	150	150	100	200		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	3	2	3	3	3	3	3		
mittlere Breite [m]	18	6	2	7	12	22	3	6		
ELF	550	800	600	550	480	650	280	600		
Gesamtdeckung (%)	0	0	4	14	0	0	0	0	40	90
Artenzahl	4	7	9	5	10	4	7	6	8	10
Hydrophyten										
Lemna minor	+		+	1,0	+	+	+		0,2	0,2
Spirodela polyrhiza	+		+	+	+			+	0,2	
Callitriche platycarpa			0,1		+		+			0,2
Lemna gibba								+		0,2
Persicaria amphibia					+					
Potamogeton pectinatus		+								8
Potamogeton pusillus		+								
Potamogeton trichoides			0,1							
Utricularia vulgaris		+								
Alisma plantago-aquatica										0,1
Ceratophyllum demersum									0,2	
Potamogeton berchtoldii									3	
Potamogeton natans										0,1
Sagittaria sagittifolia										0,1
Sparganium emersum									0,2	
Helophyten										
Phalaris arundinacea	+	+	0,2		+	+	+	+	0,2	0,1
Iris pseudacorus		+			+		+			
Alopecurus geniculatus		+	+							0,1
Glyceria fluitans		+						+		0,2
Glyceria maxima				0,4	+				0,2	
Persicaria hydropiper			+				+			
Phragmites australis				+		+				
Rumex hydrolaphatum					+			+		
Agrostis stolonifera	+									0,1
Bidens cernua					+					
Juncus effusus			+							
Lythrum salicaria							+			
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial, Deckung n. Londo										

Quellen -2005: Eigene Erhebungen, 1978: Herr et al. (1989b)

Die Makrophytenvegetation des Käseburger Sieltiefs war 2005 durchgehend von geringer Deckung und wurde von Nymphaeiden geprägt. Stellenweise nahmen Pleustopyhten einen größeren Flächenanteil ein, weitere Hydrophyten traten kaum auf.

Gegenüber dem früheren Zustand ist ein starker Rückgang der Hydrophyten festzustellen. Die 1978 deutlich höhere Gesamtdeckung wurde allerdings nur von wenigen Arten bestimmt. Probestelle M141 wies 1978 eine massive Verkräutung durch Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) auf. Die 2005 fast makrophytenfreie Probestelle M109 war 1978 noch dem Parvopotamiden-reichen Typ (hier: Berchtold-Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton berchtoldii*)) zuzuordnen.

Das ökologische Potenzial hat zwischen 1978 und 2005 von "mäßig" bzw. "unbefriedigend" auf durchgehend "schlecht" reduziert.

8.2 Vergleich mit älteren Daten zu Flora und Vegetation

Soweit verfügbar, werden ältere Daten den Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2005 gegenüber gestellt. Die Daten von Herr et al. (1989) wurden nach derselben Methode (Schätzung Londo-Skala, Gewässerabschnitte 50-100 m) durchgeführt, teilweise auch durch denselben Bearbeiter wie bei den 2005 erhobenen Daten. Die Arbeit von Geldmacher, Haase & Söhle (1990) enthält auf einzelne Gewässerabschnitte bezogene Häufigkeitsangaben für Arten im Wasser, am Ufer und an der Böschung getrennt nach Gewässerseiten. Die verbalen Häufigkeitsangaben für Arten im Wasser und Ufer wurden für beide Seiten zusammen gefasst und mit Zahlen codiert (1 = vereinzelt; 2 = stellenweise; 3 = häufig; 4 = vorherrschend); die Angaben für die Böschung wurden nicht in die nachfolgenden Tabellen aufgenommen. Die untersuchten Abschnitte sind in der Regel deutlich länger als 100 m. Eine direkte Vergleichbarkeit mit den Vegetationsaufnahmen aus 2005 ist daher nur eingeschränkt gegeben. Verwertbar sind die Informationen über das Vorkommen einzelner Arten und deren Häufigkeit in einem Gewässerabschnitt >100 m Länge.

Bei der nachfolgenden Besprechung der einzelnen Gewässer werden gem. WRRL Artenzusammensetzung (Artenzahl, Wuchsformen) und Abundanz (Deckungsanteil, Gesamtdeckung) der festgestellten Arten als Kriterien für die Bewertung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen herangezogen.

Abelitz

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug 1978 13 Arten und 2005 12 Arten (Tabelle 30). Die Artenzahl der Hydrophyten ist jedoch von neun Arten (1978) auf fünf Arten (2005) zurückgegangen. Die Gesamtdeckung ging von 28 % 1978 auf 9 % 2005 zurück. Der Deckungsanteil der Helophyten war dabei sowohl im Jahr 1978 als auch im Jahr 2005 gering.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Die 1978 vorgefundene Krebschere (*Stratiotes aloides*, Rote Liste Nds. Gefährdungskategorie 3, ges. bes. geschützt) konnte 2005 nicht mehr festgestellt werden. Im Jahr 2005 wurden erstmals die geschützten Arten *Nuphar lutea* und *Utricularia vulgaris* (Rote Liste Nds. 3) festgestellt.

Vegetationstyp und Referenz

1978 war die Probestelle einer marschentypischen arten- und wuchsformenreichen Schwimmblattgesellschaft (Nymphaeiden bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen, die als Referenzzustand für das "gute" ökologische Potenzial herangezogen wird. Das 2005 festgestellte ökologische Potenzial weicht von dieser Referenz deutlich ab.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

An der Probestelle M70 in der Abelitz hat zwischen 1978 und 2005 ein deutlicher Rückgang der Hydrophyten stattgefunden. Die Vegetation ist degradiert. Die 2005 nicht

mehr festgestellte Krebschere (*Stratiotes aloides*) reagiert empfindlich auf Unterhaltungsmaßnahmen. Die Ökologische Qualitätskennzahl ging von 7 auf 3 zurück, der ökologische Potenzial verschlechterte sich von "gut" auf "unbefriedigend".

Tabelle 30: Vegetation Abelitz 1978/2005

Abelitz		
Probestelle	M70	M275
entspricht Probestelle aus 2005		M70
Subtyp	6	6
ökologische Qualitäts-Kennzahl	3	7
Bewertung ökologische Potenzial	2	4
Untersuchungsjahr	2005	1978
mittlere Tiefe [cm]	30-100	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	
mittlere Breite [m]	12	
ELF	700	
Gesamtdeckung (%)	9	28
Artenzahl	12	13
Hydrophyten		
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,4	0,4
<i>Lemna minor</i>	0,1	0,4
<i>Spirodela polyrhiza</i>	+	0,1
<i>Nuphar lutea</i>	0,1	
<i>Utricularia vulgaris</i>	0,1	
<i>Elodea canadensis</i>		0,4
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		0,1
<i>Lemna gibba</i>		0,4
<i>Sagittaria sagittifolia</i>		0,4
<i>Sparganium emersum</i>		0,1
<i>Stratiotes aloides</i>		0,1
Helophyten		
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,2	0,1
<i>Phragmites australis</i>	+	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	+	
<i>Carex pseudocyperus</i>	+	
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	
<i>Rumex hydrolaphatum</i>	+	
<i>Urtica dioica</i>	+	
<i>Glyceria fluitans</i>		0,1
<i>Sparganium erectum</i>		0,1
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo		

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1978: Herr et al. (1989b)

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 6 (breite geestferne Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 1978 "mäßig", 2005 "unbefriedigend".

Altenbrucher Kanal

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug 2005 (Probestellen M 72, M 73) sieben und sechs Arten (Tabelle 31). Davon waren sechs bzw. eine Art Hydrophyten. Die Gesamtdeckung war mit 2 bzw. 1 % sehr gering. Geldmacher et al. (1990) führen aus den Jahren 1988 und 1989 teils andere Hydrophytenarten auf, als 2005 festgestellt. Es ist unklar, auf welche Gewässerabschnitte sich ihre Daten beziehen (die Angaben zu Helophyten können sich auf Wuchsorte außerhalb des Gewässers beziehen).

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Neben *Myriophyllum spicatum* wurde 2005 zusätzlich die geschützte Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) festgestellt.

Tabelle 31: Vegetation Altenbrucher Kanal 1988/1989/2005

Altenbrucher Kanal									
Probestelle	M72	M73	2	4	5	6	7	8	9
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	1	1	0	0	3	1	0	0
Bewertung ökologische Potenzial	2	1	1	1	1	2	1	1	1
Datum	2005		1988 *			1989 *			
mittlere Tiefe [m]	1	2							
mittlere Breite [m]	6	8							
ELF	550	600							
Gesamtdeckung (%)	2	1							
Artenzahl	7	6	9	2	5	10	7	5	11
Hydrophyten									
<i>Nuphar lutea</i>	0,1	+			4	4	2		
<i>Lemna minor</i>	+							2	2
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+								
<i>Myriophyllum spicatum</i>	+								
<i>Potamogeton pusillus</i>	+								
<i>Spirodela polyrhiza</i>	+								
<i>Alisma plantago-aquatica</i>			2						3
<i>Callitriche spec.</i>			2			3			
<i>Potamogeton pectinatus</i>					4				
<i>Sagittaria sagittifolia</i>						3			
<i>Persicaria hydropiper</i>									3
Helophyten									
<i>Phragmites australis</i>		+	4	2	1	2	1	2	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1	+		1	3	4	4	2	3
<i>Carex acuta</i>		+							
<i>Acorus calamus</i>		+							
<i>Agrostis stolonifera</i>						1	3		2
<i>Juncus effusus</i>					3	1	1		
<i>Poa palustris</i>						3		3	3
<i>Sparganium erectum</i>						3	2		4
<i>Filipendula ulmaria</i>								2	1
<i>Iris pseudacorus</i>		+	2						2
<i>Anagallis aquatica</i>			2						
<i>Angelica sylvestris</i>									2
<i>Glyceria maxima</i>			3						
<i>Juncus conglomeratus</i>							1		
<i>Myosotis palustris</i>						1			
<i>Oenanthe aquatica</i>			1						
<i>Symphytum officinale</i>			2						
<i>Typha latifolia</i>			2						
Daten 1988/89: * 1 = vereinzelt; 2 = stellenweise; 3 = häufig; 4 = vorherrschend									
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial									
Deckungsschätzung nach Londo									

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1988/89: Geldmacher, Haase & Söhle (1990)

Vegetationstyp und Referenz

Bei einer Gesamtdeckung von weniger als 10 % ist 2005 keine Zuordnung sinnvoll. Es handelt sich um ein weitgehend makrophytenfreies Gewässer mit einem randlichen Röhrlicht-Saum. Die festgestellte Vegetation ist ungeeignet für die Definition eines Referenzzustandes für das gute/höchste ökologische Potenzial.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Nach Auskunft eines Anwohners wurde der Altenbrucher Kanal 2004 ausgebaggert und vorher seien „viel mehr Wasserpflanzen vorhanden“ gewesen. Dies kann vor allem den Rückgang der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) erklären, da bei einer Entschlammung auch die Rhizome dieser Art mit entfernt werden können. Abgesehen davon waren keine wesentlichen Vegetationsveränderungen festzustellen.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 1 (schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war sowohl 1988/89 als auch 2005 „unbefriedigend“ bis „schlecht“.

Aschwarder Flutgraben

Artenzahl und Abundanz

Im Jahr 2005 wurden insgesamt sieben Arten erfasst (Tabelle 32). Die Artenzahl der Hydrophyten betrug 1978 drei Arten. Die Gesamtdeckung von 15 % beruht vor allem auf *Nuphar lutea* (12 %).

Die von Geldmacher et al. (1990) aus den Jahren 1988 und 1989 aufgeführten Hydrophytenarten unterscheiden sich zum Teil von den Arten aus dem Jahr 2005. Da es aber unklar ist, auf welche Gewässerabschnitte sich ihre Daten beziehen, könnten sich die Angaben zu Helophyten auch auf Wuchsorte außerhalb des Gewässers beziehen.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Geldmacher et al. wiesen *Potamogeton alpinus* und die geschützte Art *Nuphar lutea* nach. Letztere wurde auch 2005 festgestellt.

Vegetationstyp und Referenz

Die Probestelle ist einer marschentypischen Schwimmblattgesellschaft (Nymphaeiden bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen, hier in einer artenarmen Ausprägung.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Vegetationsveränderungen können nicht eindeutig festgestellt werden. Die Vegetation ist jedoch degradiert. Ob das 1989 in einem Teilabschnitt festgestellte Vorkommen des Alpen-Laichkrautes (*Potamogeton alpinus*) noch vorhanden ist, ist nicht bekannt.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 1 (schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 „schlecht“, 1988/89 „schlecht“ bzw. in einem Teilabschnitt „mäßig“.

Tabelle 32: Vegetation Aschwarder Flutgraben 1989/2005

Aschwardener Flutgraben									
Abschnitt	M159	1	2	3	4	5	6	7	8
ökologische Qualitäts-Kennzahl	1	0	0	0	0	0	0	1	5
Bewertung ökologische Potenzial	1	1	1	1	1	1	1	1	3
Jahr	2005	1989	1989	1989	1989	1989	1989	1989	1989
mittlere Tiefe [cm]	150								
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3								
mittlere Breite [m]	6								
ELF	250								
Gesamtdeckung (%)	15								
Artenzahl	7	2	14	8	10	7	8	6	12
Hydrophyten									
Nuphar lutea	1,2							3	3
Lemna minor	+								
Lemna trisulca	+								
Elodea nuttallii			3	3					
Ceratophyllum demersum			3						
Hydrocharis morsus-ranae									3
Persicaria amphibia			1						
Potamogeton alpinus									2
Helophyten									
Phalaris arundinacea	0,2	3	2	3	3	4	3	4	4
Lythrum salicaria	+			1	1			1	
Persicaria amphibia	+								
Symphytum officinale	+								
Rumex hydrolapathum			1		3	3	3	3	3
Filipendula ulmaria			2	2	1		1	4	
Glyceria maxima			1	2	2	3	1		
Juncus effusus		2	2		3		4		1
Myosotis palustris			3		3	3	4		4
Phragmites communis			2	4	2	3		4	
Agrostis stolonifera			4		4		4		
Carex spec.			2						2
Iris pseudacorus						2			2
Poa palustris				1					3
Calamagrostis canescens							1		3
Persicaria hydropiper			3						3
Acorus calamus					2				
Carex gracilis						1			
Glyceria fluitans				1					
Juncus inflexus			2						
Daten 1988/89: * 1 = vereinzelt; 2 = stellenweise; 3 = häufig; 4 = vorherrschend									
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial									
Deckungsschätzung nach Londo									

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1988/89: Geldmacher, Haase & Söhle (1990)

Aue

Artenzahl und Abundanz

An Probestelle M 89 (Abbildung 63) betrug die Gesamt-Artenzahl im Jahr 1978 10 Arten und im Jahr 2005 21 Arten (Tabelle 33). Die Artenzahl der Hydrophyten hat von acht Arten (1978) auf 10 Arten (2005) zugenommen. Die Gesamtdeckung änderte sich dabei von 20 % auf 70 %. Der Deckungsanteil der Helophyten war dabei sowohl im Jahr 1978 als auch im Jahr 2005 gering.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Das 1978 festgestellte Laichkraut *Potamogeton acutifolius* (Rote Liste Nds. Gefährdungskategorie 3) konnte 2005 nicht mehr nachgewiesen werden.

Vegetationstyp und Referenz

Aus der Aue liegen umfangreiche Daten von Geldmacher et al. (1990) sowie eine Aufnahme (Probestelle M89) von Herr et al. (1989) vor. Die Dominanz von

Vielwurzeliger Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) und Rauhem Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) war 1987 und 2005 festzustellen. Bis auf geringe Bestände von Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) bzw. Haarförmigem Laichkraut (*P. trichoides*) waren 2005 jedoch keine Arten der Gattung *Potamogeton* mehr anzutreffen.

1978 war die Probestelle M89 *Elodea canadensis*-dominiert. Diese Art wurde 2005 nicht mehr festgestellt, es kam nur noch *Elodea nuttallii* (weitgehende Nischenäquivalenz) vor, jedoch lediglich mit einem Deckungsanteil von weniger als einem Prozent. Insgesamt ist die Aue ein Pleustophyten-dominiertes Gewässer, das jedoch abschnitts- oder phasenweise beachtliche Anteile anderer Wuchsformen aufweist.

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Aue haben an der Probestelle M 89 zwischen 1981 und 2005 Vegetationsveränderungen stattgefunden. Zumindest seit der zweiten Hälfte der 1980er Jahre ist die Aue jedoch überwiegend und stabil Pleustophyten-dominiert.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 1 (schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer) bzw. teilweise dem Subtyp 5 (breite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 sowie 198/89 "schlecht" bis "unbefriedigend". Die höchste Ökologische Qualitäts-Kennzahl wurde 1981 erreicht.



Abbildung 63: Aue, Probestelle M89

Tabelle 33: Vegetation Aue 1981/1987/2005

Aue																	
Datum	2005				1987 *												1981
Probestelle	M89	M90	M91	M92	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	M194
entspricht Probestelle aus 2005																	M89
Subtyp	1	1	5	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	-1	2	1	-1	0	0	3	0	1	2	2	2	1	4	3	0	4
Bewertung ökologische Potenzial	1	2	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2
mittlere Tiefe [cm]	40		50														
mittlere Breite [m]	2	6	20														
ELF	360	500	680														
Gesamtdeckung (%)	70	60	2	50													
Artenzahl	21	11	8	6	5	1	10	7	12	12	11	15	15	25	19	7	10
Hydrophyten																	
Spirodela polyrhiza	+	2,0	0,2	4,0			3	3	3	3		3	3	1			
Hydrocharis morsus-ranae	+	+					1	1	1	3	3	1	3	3			+
Lemna minor	0,2	+	+	+			3	3	3	3	3		3	4			0,2
Ceratophyllum demersum	5,0	1,0					3	3	1	3	3	3					0,2
Elodea nuttallii	+	3,0															
Alisma plantago-aquatica	+	+															
Potamogeton trichoides	0,2	0,2															0,1
Potamogeton pusillus	+																
Lemna gibba	+						3		3	3	3	3	3				
Lemna trisulca	1,0											1	3				+
Callitriche spec.							1	1	1	1							
Sparganium emersum														1			+
Potamogeton acutifolius																	0,2
Potamogeton natans							1		1	3	3	1					
Potamogeton pectinatus								3		1	1						
Potamogeton compressus											1		1				
Ranunculus aquatilis													1				
Sagittaria sagittifolia									1								
Nuphar lutea															2		
Elodea canadensis														3			1,2
Myriophyllum spicatum							1										
Helophyten																	
Phalaris arundinacea	0,1	0,2	+	1,0	4				3	3	3	1	3		4	3	
Acorus calamus	0,4			++	2	1	3	3	1		1	3	3				+
Phragmites communis		+	+		4	3	3	1	3	3	3					4	
Glyceria maxima	+		+	+	3	4				3	1	3	3	3	3		
Iris pseudacorus	+		+				1	1	3		1	1		3	1		
Carex spec.								3	3		3	3	3	3	3		
Rumex hydrolapathum	+	+	+									1	1	3	3		+
Butomus umbellatus	+											1	1				
Persicaria amphibia	+		+							3	1						
Carex acuta	0,2	+															
Persicaria hydropiper	+												2				
Juncus effusus	+							3				3	3				
Peucedanum palustre	+											1	3				
Agrostis stolonifera				+													
Glyceria fluitans					3	2	3							3	3		
Bidens spec.												1	1	3			
Galium palustre													3	3			
Lysimachia nummularia													1	3			
Myosotis palustris													1	3			
Oenanthe aquatica													3	3			
Equisetum palustris													1				
Filipendula ulmaria																3	
Hydrocotyle vulgaris													1				
Lysimachia vulgaris																1	
Lythrum salicaria															1		
Mentha aquatica															1		
Potentilla palustris															1		
Ranunculus sceleratus															3		
Sparganium erectum															3		
Daten 1988/89: * 1 = vereinzelt; 2 = stellenweise; 3 = häufig; 4 = vorherrschend																	
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial																	
Deckungsschätzung nach Londo																	

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1981: Herr et al. (1989b), 1987: Geldmacher, Haase & Söhle (1990)

Dornebbe-Braker Sieltief

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug (Probestellen M 144, 145, 146) 1978 und 2005 jeweils ein bis drei Arten (Tabelle 34). Hydrophyten waren 1978 und 2005 jeweils nur an Station M 145 mit einer Art vertreten. Die Gesamtdeckung war 1978 und 2005 mit 0 bis 4 % gleichermaßen gering. Der Deckungsanteil der Helophyten war 1978 und 2005 mit 0 bis 2 % ebenfalls gering.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Entsprechende Arten wurden 1978 und 2005 nicht festgestellt.

Vegetationstyp und Referenz

Bei einer Gesamtdeckung von weniger als 10 % ist 1978 und 2005 keine Zuordnung möglich. Es handelt sich um ein weitgehend makrophytenfreies Gewässer mit gelegentlich kleinflächiger Bildung von Pleustophyten-Decken und einem randlichen Röhricht-Saum.

Tabelle 34: Vegetation Dornebbe-Braker Sieltief 1978/2005

Dornebbe - Braker Sieltief							
Probestelle	M144	M145	M146	M270	M280	M281	M271
entspricht Probestelle aus 2005				M144	M145	M146	
Subtyp	3	6	6	6	6	6	3
ökologische Qualitäts-Kennzahl	0	0	0	0	0	0	0
Bewertung ökologische Potenzial	1	1	1	1	1	1	1
mittlere Tiefe [cm]	130		>100				
akt. Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch)	2	3	2				
Trübung (1=ungertübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	3	3				
mittlere Breite [m]	8	12	20				
ELF	850	850	900				
Jahr	2005			1978			
Gesamtdeckung (%)	2	0	0	2	4	1	5
Artenzahl	2	2	2	2	3	1	4
Hydrophyten							
Lemna minor		+			0,2		0,2
Spirodela polyrhiza							0,1
Helophyten							
Phalaris arundinacea	0,1	+	+	0,1	0,1	0,1	0,1
Phragmites australis	0,1		+				
Alopecurus geniculatus							0,1
Ranunculus repens				0,1	0,1		
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.							

Quellen - 2005: Eigene Erhebung, 1978: Herr et al. (1989b)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Dornebbe-Braker Sieltief haben zwischen 1978 und 2005 keine Vegetationsveränderungen stattgefunden.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 3 (schmale – mittelbreite geestferne Marschgewässer) bzw. teilweise dem Subtyp 6 (breite geestferne Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 1978 und 2005 "schlecht", die Ökologische Qualitätskennzahl lag durchgehend bei 0.

Ellenserdammer Tief

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl an den Probestellen M 131 und M 132 betrug 1979 13 und 10 Arten gegenüber drei und fünf Arten 2005 (Tabelle 35). Die Artenzahl der Hydrophyten ist von sieben und sechs Arten (1979) auf eine und null Arten (2005) zurückgegangen. Die Gesamtdeckung an Probestelle M 131 betrug 1979 und 2005 13 %, der Deckungsanteil der Hydrophyten ging jedoch von 7 % (1979) auf <1% (2005) zurück. Die Gesamtdeckung an Probestelle M 132 ging von 10 % (1979) auf 3 % und (2005) zurück. Der Deckungsanteil ging dabei von 6 % auf 0 zurück.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Entsprechende Arten wurden 1979 und 2005 nicht festgestellt.

Tabelle 35: Vegetation Ellenserdammer Tief 1979/2005

Ellenserdammer Tief				
Probestelle	M131	M132	M264	M265
entspricht Probestelle aus 2005			M131	M132
Subtyp	5	5	5	5
ökologische Qualitäts-Kennzahl	1	0	2	3
Bewertung ökologische Potenzial	1	1	2	2
Jahr	2005	2005	1979	1979
mittlere Tiefe [cm]	> 200	100		
akt. Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch)	2	2		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	2		
mittlere Breite [m]	25	30		
ELF	600	1000		
Gesamtdeckung (%)	13	1	13	10
Artenzahl	5	3	13	10
Hydrophyten				
Callitriche platycarpa	+		0,1	0,1
Ceratophyllum demersum			0,1	0,1
Hydrocharis morsus-ranae				0,1
Lemna minor			0,1	0,1
Nuphar lutea			0,1	
Potamogeton natans			0,1	0,1
Potamogeton pectinatus			0,1	
Spirodela polyrhiza			0,1	0,1
Helophyten				
Phragmites australis	0,2	0,1	0,1	
Glyceria maxima	1,0		0,1	0,1
Myosotis scorpioides	0,1			
Carex riparia	+			
Phalaris arundinacea		+	0,1	0,1
Rumex hydrolaphatum		+		
Acorus calamus			0,1	0,1
Agrostis stolonifera			0,1	
Persicaria hydropiper			0,1	
Sparganium erectum				0,1
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.				

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1978: Herr et al. (1989b)

Vegetationstyp und Referenz

1979 waren die Probestellen nicht eindeutig einem Vegetationstyp zuzuordnen. 2005 war keine Makrophytenvegetation mehr vorhanden, es trat lediglich Callitriche platycarpa mit <1 % Deckung auf.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

An den Probestellen M 131 und M 132 im Ellenserdammer Tief hat zwischen 1979 und 2005 ein deutlicher Rückgang der Hydrophyten stattgefunden. Die Vegetation ist

degradiert. Ähnlich Dornebbe-Braker Sieltief handelt es sich um ein weitgehend makrophytenfreies Gewässer mit einem randlichen Röhricht-Saum. Die festgestellte Vegetation ist ungeeignet für die Definition eines Referenzzustand für das gute/höchste ökologische Potenzial.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 5 (breite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 "schlecht" 1979 "unbefriedigend." Die höchste Ökologische Qualitätskennzahl wurde 1979 erreicht.

Emmelke

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug (Probestelle M 93) im Jahr 1981 20 Arten und im Jahr 2005 18 Arten (Tabelle 36). Die Artenzahl der Hydrophyten betrug 1981 und 2005 jeweils 10 Arten. Die Gesamtdeckung änderte sich von 20 % (1981) auf 30 % (2005). Der Deckungsanteil der Helophyten war 1981 und 2005 gering. An den Probestellen M 94 und M 95 traten nur drei bzw. vier Hydrophytenarten mit geringen Deckungsanteilen auf.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

An Probestelle M94 wurde im Jahr 2005 *Potamogeton acutifolius* (Rote Liste Nds. Gefährdungskategorie 3) festgestellt. Die 1981 an Probestelle M 93 festgestellten Arten *Potamogeton alpinus* und *Nitella flexilis* konnten 2005 nicht mehr nachgewiesen werden.

Vegetationstyp und Referenz

Aus der Emmelke liegen Daten von Geldmacher et al. (1990) sowie eine Aufnahme (Probestelle M 93) von Herr et al. (1989) vor. Probestelle M 93 ist einer marschentypischen arten- und wuchsformenreichen Schwimmblattgesellschaft (Nymphaeiden bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen, das mäßige ökologische Potenzial erreicht. Auch Abschnitt 6 von Geldmacher et al. ist tendenziell hierher zu stellen. An Probestelle M 94 ist bei einer Gesamtdeckung von weniger als 10 % keine Zuordnung möglich, Probestelle M 95 weist eine artenarme, degradierte Schwimmblattvegetation auf. Dies gilt gleichermaßen für die Mehrzahl der Abschnitte (1 bis 5) von Geldmacher et al., deren Daten auch auf eine abschnitts- und phasenweise Pleustophyten-Dominanz hindeuten.

Tabelle 36: Vegetation Emmelke 1981/1988/2005

Emmelke										
Probestelle	M93	M94	M95	1	2	3	4	5	6	M193
entspricht Probestelle aus 2005										M93
Subtyp	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	7	4	2	1	3	3	5	4	7	6
Bewertung ökologische Potenzial	3	2	2	1	2	2	3	2	3	3
Jahr	2005	2005	2005	1988	1988	1988	1988	1988	1988	1981
mittlere Tiefe [cm]	80	120	130							
Trübung (1=ungertübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	2	3							
mittlere Breite [m]	4	6	10							
ELF	320	360	360							
Gesamtdeckung (%)	30	2	10							20
Artenzahl	18	11	7	7	9	5	8	10	13	11
Hydrphyten										
Nuphar lutea	0,4	0,2	1,0	3	3	3	3	1	1	0,2
Lemna minor	0,2	+		1	1	3	3	3	3	0,1
Hydrocharis morsus-ranae	0,1	0,1			2	3	3	3	3	
Spirodela polyrhiza	0,7		+		1			3	3	+
Sparganium emersum	0,1								3	0,7
Lemna gibba	+									0,2
Potamogeton crispus	2,0							3		
Potamogeton natans	+						1			+
Potamogeton acutifolius		+								
Potamogeton trichoides	+									
Eleocharis acicularis			+							
Callitriche platycarpa	+						1	1	1	
Alisma plantago-aquatica				1						
Elodea canadensis										+
Nitella flexilis										+
Potamogeton alpinus										0,1
Sagittaria sagittifolia										+
Helophyten										
Phalaris arundinacea	+	0,1	0,2	1		3	3	4	3	
Agrostis stolonifera	+	+	+							
Rumex hydrolyaphatum	+	+	+							
Phragmites australis	+	+		3	3	4	3			
Myosotis scorpioides	+	+			2				1	
Juncus effusus	+							3	3	
Persicaria hydropiper	+								1	0,7
Filipendula ulmaria	+				1					
Glyceria fluitans		+						3		
Sparganium erectum		+								
Carex acuta			+							
Carex spec.				1	2				1	
Glyceria maxima					2		2			
Bidens tripartita									1	
Iris pseudacorus								1		
Urtica dioica				3						
Equisetum spec.								3		
Caltha palustris										+
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.										

Quellen - 2005: Eigene Erhebung, 1981: Herr et al. (1989b), 1988/89: Geldmacher, Haase & Söhle (1990)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Emmelke haben an der Probestelle M 93 zwischen 1981 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden. Vier im Jahr 1981 nachgewiesene Hydrophytenarten sind ausgefallen, vier andere Arten dagegen wurden nur 2005 kartiert: So wurden u.a. die Kleinlaichkräuter Spitzblättriges Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*), Haarförmiges Laichkraut (*P. trichoides*) und Krauses Laichkraut (*P. crispus*) neu festgestellt. Das Alpen-Laichkraut (*P. alpinus*) wurde dagegen nicht mehr vorgefunden. Das Schwimmende Laichkraut (*P. natans*) wurde 1988 und 2005 festgestellt. Die typbestimmende Prägung durch die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*), den Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), den Einfachen Igelkolben (*Sparganium*

emersum) und das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) ist seit 1981 gegeben (s.o.).

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 "mäßig" bis "unbefriedigend," 1988 2005 "mäßig" bis "schlecht." und 1981 "mäßig". Die höchste Ökologische Qualitätskennzahl (7) wurde 1988 und 2005 an je einer Probestelle erreicht, 1981 lag sie mit 6 knapp darunter.

Friedeburger Tief

Aus dem Friedeburger Tief liegen, neben den Untersuchungen an fünf Probestellen in den Jahren 1978 und 2005 (Tabelle 37) zusätzlich Dauerbeobachtungen von einer weiteren Probestellen (M 174) vor (Tabelle 38), die den Zeitraum 1978 bis 2005 umfassen (s.u.). Deshalb wird auf dieses Gewässer näher eingegangen. Der Hauptlauf hat eine Länge von 32 km bei einem Gefälle von insgesamt 10 m, das vor allem im Geestrandbereich wirksam wird. Ähnlich wie bei der Jade (s.u.) kommen die Quellbäche des Friedeburger Tiefs aus der Geest, wobei hier die sandigen Böden von Niedermoor überlagert sind. Die Abflüsse sind im Jahresverlauf sehr unterschiedlich. Im Winter sind sie am höchsten, im Sommer können Unter- und Mittelauf des Gewässers annähernd stagnieren. Die Unterhaltung des Friedeburger Tiefs erfolgt mittels eines Mähboots. Wie in vielen anderen Regionen unterscheiden sich Geest bzw. Moor und Marsch kaum (noch) in der landwirtschaftlichen Nutzung, auch die in der Geest verlaufenden Gewässerabschnitte sind naturfern ausgebaut, die Uferformen sind ähnlich denen in der Marsch.

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug (Probestelle M 118 bis M 122) im Jahr 1979 13 bis 32 Arten und im Jahr 2005 acht bis 10 Arten. Die Artenzahl der Hydrophyten betrug 1979 vier bis 19 Arten und 2005 vier bis fünf Arten. Die Gesamtdeckung betrug 22 bis 93 % (1981) und 2 bis 18 % (2005). Auch Artenzahl und Deckungsanteil der Helophyten waren 1979 deutlich größer als 2005.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 wurden *Hottonia palustris*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton alpinus*, *P. obtusifolius* und *Ranunculus peltatus* festgestellt. Keine dieser Arten konnte 2005 nachgewiesen werden.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation des Friedeburger Tiefs war 1979 an den untersuchten Probestellen einer marschentypischen, überwiegend (Ausnahme: M 118) arten- und wuchsformenreichen Schwimmblattgesellschaft (*Nymphaeiden* bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen. Probestelle M257 wird als Referenz für das höchste ökologische Potenzial herangezogen. An den Probestellen M 120 bis M 122 ist bei Gesamtdeckungen von weniger als 10 % keine Zuordnung möglich. M 118 weist, wie bereits 1979, eine artenarme Schwimmblattvegetation auf. M 119 kann zur *Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft gestellt werden.

Tabelle 37: Vegetation Friedeburger Tief 1979/2005

Friedeburger Tief										
Probestelle	M118	M119	M120	M121	M122	M255	M256	M257	M258	M259
entspricht Probestelle aus 2005						M118	M119	M120	M121	M122
Subtyp	1	5	5	5	5	1	5	5	5	5
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	0	1	2	0	3	7	17	3	7
Bewertung ökologische Potenzial	2	1	1	2	1	2	3	5	2	3
Jahr	2005					1979				
mittlere Tiefe [cm]	60	120	180	150	> 150					
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	2	2	2	3					
mittlere Breite [m]	6	12	15		25					
ELF	250	340	350	380	440					
Gesamtdeckung (%)	18	15	5	10	2	22	68	93	43	40
Artenzahl	10	8	10	9	8	13	14	32	16	19
Hydrophyten										
Potamogeton pectinatus		0,7	+	+	+		1	1	1	0,4
Nuphar lutea			0,1	+	0,2			1	0,1	0,4
Sagittaria sagittifolia		+	0,1		+		1	1	1	
Utricularia vulgaris		0,2	0,1	+				0,4	0,1	0,1
Lemna minor	+	+				0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Persicaria amphibia	+		+					0,1		
Potamogeton natans	1,0					1	1	0,4	0,1	0,1
Potamogeton obtusifolius				+			1	0,4		0,1
Potamogeton pusillus					+					
Potamogeton trichoides				+				0,1		
Sparganium emersum	0,4					0,1	0,4	0,4	0,4	0,4
Callitriche platycarpa						0,1	0,4	1		0,4
Ceratophyllum demersum								0,4		1
Elodea canadensis										0,1
Hottonia palustris								0,1		
Hydrocharis morsus-ranae								0,1		0,1
Lemna trisulca								(v)		0,1
Myriophyllum verticillatum								0,4		
Potamogeton alpinus							0,1	(v)		
Ranunculus peltatus								0,1		
Spirodela polyrhiza								0,4	0,1	0,1
Helophyten										
Phalaris arundinacea	0,4	0,4	0,2	+	+	0,1	1	0,4	0,4	0,1
Phragmites australis		0,2		1,0	+					0,1
Sparganium erectum			r	+	+			0,1	0,1	
Filipendula ulmaria				+	+					
Lythrum salicaria	+	+								
Alopecurus geniculatus	+					0,1	0,1	0,1	0,1	
Carex acuta		+							0,4	0,1
Glyceria maxima			+				0,4	0,4	0,1	0,1
Iris pseudacorus	+						0,1	0,1	0,1	
Lycopus europaeus	+							0,1		
Myosotis scorpioides			+			0,1	0,1	0,1		0,1
Nasturtium officinale	+									
Rumex hydrolaphatum			+			0,1				
Agrostis stolonifera								0,1		
Bidens cernua						0,1				
Equisetum palustre								0,1		
Glyceria fluitans						0,1		0,1		
Juncus effusus						0,1			0,1	
Persicaria hydropiper						0,1	0,1	0,1		
Poa palustris										0,1
Ranunculus repens						0,1				
Ranunculus sceleratus								0,1		
Rorippa amphibia								0,1	0,1	
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.										

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1979: Herr et al. (1989b), Wiegleb (1982)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Im Friedeburger Tief haben an den Probestellen M 119 bis M 122 zwischen 1979 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden. Diverse 1979 nachgewiesene Hydrophytenarten sind ausgefallen, lediglich Potamogeton pusillus

wurde nur 2005 festgestellt. Während eine vergleichbare Entwicklung an der Probestelle FRI19 (s.u.) auf Salzwassereinfluß beruhen könnte, ist dies bei den Probestellen M 119 bis M 122 vermutlich nicht der Fall.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Das Gewässer ist an einer Probestelle dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer), sonst dem Subtyp 5 (breite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 "unbefriedigend" bis schlecht, 1979 an je zwei Probestellen "unbefriedigend" bzw. mäßig". An einer Probestelle wurde 1979 das höchste ökologische Potenzial erreicht, wobei die höchste Ökologische Qualitätskennzahl mit 17 deutlich über der Klassengrenze (>12) liegt. Damit ist das Friedeburger Tief eines der wenigen Gewässer, das diese Bewertung erreicht.

Friedeburger Tief - Langzeitdaten einer Probestelle

Die Probestelle Friedeburger Tief M 174 (Tabelle 38) wurde von 1978 bis 2005 insgesamt achtmal untersucht. Die Probestelle befindet sich in der Zeteler Marsch zwischen den Probestellen M 122 und M 131 (Ellenserdamer Tief). Die erhobenen Daten werden nachfolgend besprochen.

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug 1978 22 Arten und 2005 sieben Arten. Die Artenzahl der Hydrophyten betrug 1981 15 Arten und ging annähernd kontinuierlich auf zwei Arten in 2005 zurück. Die Gesamtdeckung schwankt zwischen zwei und 15 %. Der Deckungsanteil der Hydrophyten erreichte maximal 6 % (1979). Seit 1983 wurden nur noch maximal 3 % erreicht, in den letzten beiden Untersuchungsjahren 1999 und 2005 nur noch maximal 1 %.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Es wurden *Potamogeton alpinus* und *P. obtusifolius* sowie *Utricularia vulgaris* (RLN 3) festgestellt. Keine dieser Arten konnte 2005 noch nachgewiesen werden. *Potamogeton alpinus* wurde 1984 das letzte Mal in der Probestelle festgestellt. In einem angrenzenden, unterhalb der Probestelle einmündenden Graben wurde die Art zuletzt 1993 nachgewiesen.

Vegetationstyp und Referenz

Die Probestelle M 174 war Ende der 1970er Jahre, ungeachtet einer geringen Gesamtdeckung der Hydrophyten, einer marschentypischen arten- und wuchsformenreichen Schwimmblattgesellschaft (Nymphaeiden bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen, die als Referenz für das gute ökologische Potenzial verwendet wird.

Tabelle 38: Vegetation Friedeburger Tief M 174 1978 -2005

Friedeburger Tief								
Jahr	1978	1979	1981	1984	1986	1993	1999	2005
Probestelle	M174							
Subtyp	5	5	5	5	5	5	5	5
ökologische Qualitäts-Kennzahl	11	6	11	8	7	4	3	2
Bewertung ökologische Potenzial	4	3	4	3	3	2	2	2
ELF				480		320	1100	3300
Deckung [%]	5	10	5	5	5	15	10	2
Artenzahl	22	17	19	15	22	14	13	7
Hydrophyten								
Nuphar lutea	0,2	0,2	+	0,1	0,1	0,2	+	0,1
Sagittaria sagittifolia	+	+	0,1	0,1	0,1	0,1	+	
Lemna minor	+	+	+	+	+	+	+	
Hydrocharis morsus-ranae	+	+	+		+	+	+	
Ceratophyllum demersum	+	0,2	0,1	+	+			
Potamogeton natans	0,2	0,2	0,2		+	+		
Sparganium emersum	+		+	+	0,1			+
Utricularia vulgaris	+	+	+			+	+	
Potamogeton alpinus	+	+	0,1	+				
Spirodela polyrhiza	+	+	+		+			
Callitriche platycarpa	+		+	+				
Elodea canadensis	+	+	+					
Lemne trisulca	+	+			+			
Potamogeton obtusifolius	+			+	+			
Potamogeton pectinatus	+	+						
Helophyten								
Glyceria maxima	+	+	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	+
Phalaris arundinacea	+	+	+	0,1	+	0,4	0,2	+
Carex gracilis	+	+	+	+	+	+	+	+
Myosotis palustris	+	+	+	+	+	+	+	+
Acorus calamus	+	0,2	+	+	+			
Phragmites australis	+			+		+	0,2	
Alopecurus geniculatus				+	+			+
Iris pseudacorus						0,2	0,1	+
Polygonum amphibium			+		+		+	
Polygonum hydropiper					+	+		
Rorippa amphibia			+			+		
Sparganium erectum	+							
Agrostis stolonifera								+
Caltha palustris					+			
Carex riparia					+			
Glyceria fluitans					+			
Poa palustris					+			
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo.								

Quellen - Wiegleb (1986), Brux (2006)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Im Friedeburger Tief haben an der Probestelle M 174 zwischen 1978 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden. Nach 1993 wurden keine Großlaichkräuter mehr festgestellt, bis auf Nuphar lutea und Sparganium emersum sind alle Hydrophytenarten 2005 ausgefallen. Die Vegetation der Probestelle ist degradiert. Eine Ursache könnten Salzwassereinträge sein, 2005 wurde mit 3.300 µS der bisherige Maximalwert der ELF gemessen. Die Entwicklung ist damit ähnlich wie in der Jade (s.u.) verlaufen.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestelle ist dem Subtyp 5 (breite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 2005 "unbefriedigend" bis schlecht, 1979 an je zwei

Probestellen "unbefriedigend" bzw. mäßig". An einer Probestelle wurde 1979 das höchste ökologische Potenzial erreicht, wobei die höchste

Im Zeitraum 1978 bis 2005 ist sowohl für Ökologische Qualitätskennzahl als auch für Bewertung des ökologischen Potenzials eine stete Abnahme zu verzeichnen. Das "gute" Potenzial wurde 1978 und 1981 festgestellt, 1993 zuletzt ein "mäßiges", seitdem ist das Potenzial als "unbefriedigend" zu bezeichnen.

Jade

Aus der Jade liegen Untersuchungen an fünf Probestellen von 1978 und 2005 vor (Tabelle 39). Deshalb wird auf dieses Gewässer näher eingegangen. Die Jade ist ein Marschgewässer, das seinen Ursprung in mehreren Quellbächen der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest hat. An ihrem Beispiel lässt sich die typische Situation vieler Marschgewässer aufzeigen. Die Jade entwässert ein überwiegend als Grünland genutztes Niederschlagsgebiet von 210 km². Zuflüsse aus der Marsch entwässern über Pumpwerke in die Jade, an der Mündung der Jade in den Jadebusen arbeitet ein Schöpfwerk. Am längsten ist mit 28 km die Gewässerstrecke (Geest und Marsch) vom Zufluss über die Geestgewässer Hankhauser Bäke, Geestrandgraben und Hahner Bäke bis zur Mündung. Der überwiegende Verlauf liegt in der Marsch. Die Abflüsse sind im Jahresverlauf sehr unterschiedlich. Im Winter sind sie am höchsten, im Sommer können Unter- und Mittelauf des Gewässers annähernd stagnieren. Die Unterhaltung der Jade erfolgt mittels eines Mähboots. Wie in vielen anderen Regionen unterscheiden sich Geest bzw. Moor und Marsch kaum (noch) in der landwirtschaftlichen Nutzung. Auch die in der Geest verlaufenden Gewässerabschnitte sind naturfern ausgebaut, die Uferformen sind ähnlich denen in der Marsch.

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug (Probestelle M 113 bis M 117) 1979 12 bis 29 Arten und 2005 acht bis 29 Arten. Die Artenzahl der Hydrophyten betrug 1979 sechs bis 16 Arten und 2005 fünf bis 13 Arten. Die Gesamtdeckung betrug 10 bis 95 % (1979) und 1 bis 50 % (2005). Auch Artenzahl und Deckungsanteil der Helophyten waren 1979 deutlich größer als 2005.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 wurden *Hottonia palustris*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton alpinus*, *P. perfoliatus* und *Utricularia vulgaris* (RLN 3) festgestellt. Lediglich letztere konnte 2005 noch nachgewiesen werden.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation der Jade war 1979 an den Probestellen M 113 bis M 115 einer marschentypischen, arten- und wuchsformenreichen Schwimmblattgesellschaft (*Nymphaeiden* bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft) zuzuordnen, hier in einer seltenen Großlauchkraut-reichen Ausbildung. Damit stellt sie laut Wiegand (1982) die potenziell natürliche Vegetation der Jade dar. Die Aufnahmen der Probestellen M250 und M251 aus 1979 werden als Referenz für das höchste ökologische Potenzial verwendet.

2005 weist nur noch Probestelle M 113 Restbestände dieser Vegetation auf. Unterhalb geht die Deckung der Hydrophyten deutlich zurück und erreicht abschnittsweise nur

noch weniger als ein Prozent. Dabei erfolgt, wie auch 1979, ein Übergang zu einer Pleustophyten-reichen Vegetation. Bereits Wiegleb (1982) beschreibt die Abnahme der Gesamtdeckung im Unterlauf (M117).

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Im Ober- und Mittellauf der Jade haben an den Probestellen M 113 bis M 115 zwischen 1979 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden. Diverse im Jahr 1979 nachgewiesene Hydrophytenarten sind ausgefallen, insbesondere die prägenden Laichkräuter (*Potamogeton*) kommen nicht mehr vor. *Potamogeton perfoliatus* wurde nur 1978 festgestellt. Kaum Veränderungen gab es dagegen im Unterlauf (M116, M117), der auch 1979 nur eine artenarme Makrophytenvegetation geringer Deckung aufwies.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Vier Probestellen ist dem Subtyp 5 (breite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet, eine dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer).

Das ökologische Potenzial war 2005 "unbefriedigend" bis "mäßig", 1979 an je zwei Probestellen "gut" bzw. "mäßig", an einer Probestelle "unbefriedigend".

1979 wurde mit 12 für zwei Probestellen eine Ökologische Qualitätskennzahl errechnet, mit der das höchste ökologische Potential nur knapp verfehlt wird. Damit ist die Jade, ähnlich wie das Friedeburger Tief, eines der wenigen Gewässer, für das ein historisches höchstes ökologisches Potenzial dokumentiert ist.

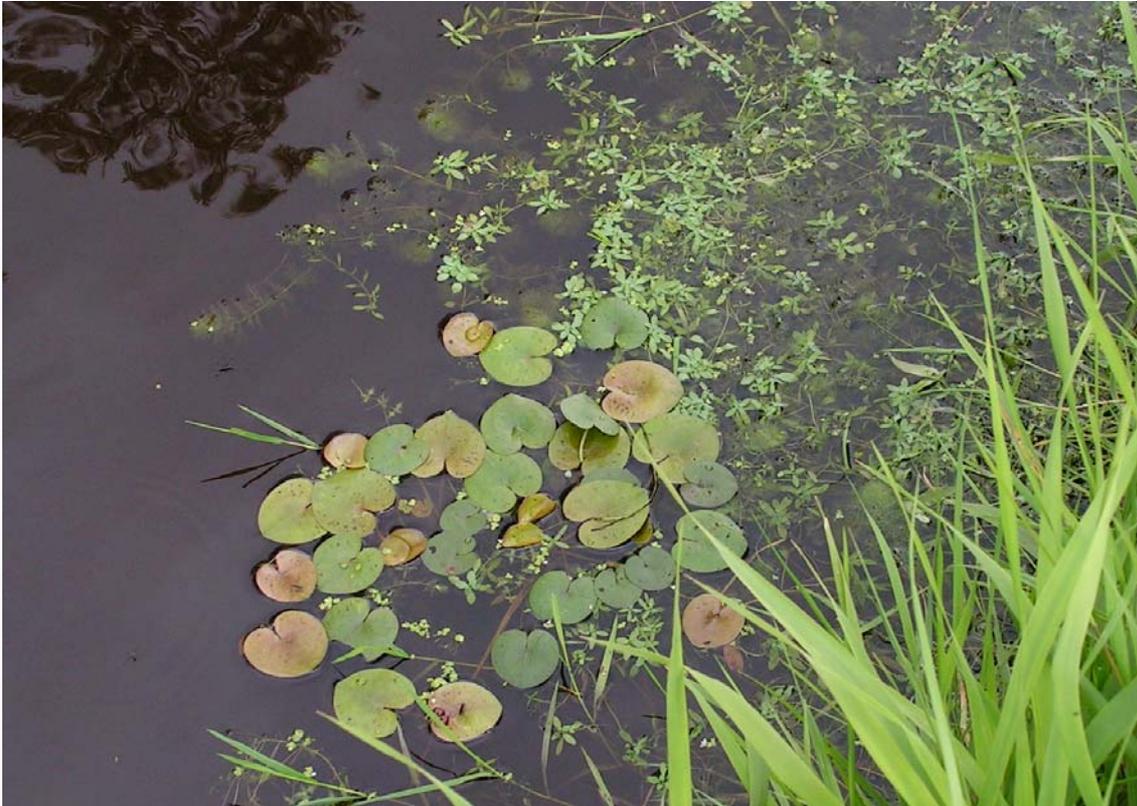


Abbildung 64: Ausschnitt Probestelle M113 (Jade)

Tabelle 39: Vegetation Jade 1979/2005

Jade										
Probestelle	M113	M114	M115	M116	M117	M250	M251	M252	M253	M254
entspricht Nr.						M113	M114	M115	M116	M117
Subtyp	5	1	5	5	5	5	1	5	5	5
ökologische Qualitäts-Kennzahl	6	2	2	2	4	12	12	8	4	7
Bewertung ökologische Potenzial	3	2	2	2	2	4	4	3	2	3
Jahr	2005					1979				
mittlere Tiefe [cm]	150	150	150	150	> 120					
akt. Wasserstand (1=niedrig, 2=mittel, 3=hoch)	2	2	3	2	2					
mittlere Breite [m]	20	10	18	20	20					
ELF	330	420	420	400	440					
Gesamtdeckung (%)										
Gesamtdeckung (%)	50	2	6	1	15	70	95	40	15	10
Artenzahl	29	10	16	8	9	29	17	29	15	12
Hydrophyten										
Callitriche platycarpa	0,4	+	0,2	+	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Lemna minor	0,2	+	+	+	0,4	1	1	0,2	0,1	0,1
Spirodela polyrhiza	+	+	+	+	+	0,2	1	0,2	0,1	0,1
Utricularia vulgaris	+	+	0,2	+	0,2	0,1		0,1	0,1	0,1
Azolla filiculoides		+	+	+	+					
Hydrocharis morsus-ranae	r		+		+	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
Sagittaria sagittifolia	r	+				0,2		0,2		
Ceratophyllum demersum	+					0,2	1	0,2		0,1
Lemna gibba			+			0,1	1	0,1		
Nuphar lutea	0,4					0,1	0,1	0,2		
Persicaria amphibia	0,1					0,1		0,1		
Potamogeton bertholdii	+					3	5	0,1		
Potamogeton natans					+	0,1	0,1	0,1		0,1
Potamogeton trichoides	r					0,1	0,2			
Riccia fluitans	0,1									
Alisma plantago-aquatica	+									
Butomus umbellatus			+							
Sparganium emersum						0,2		1	0,1	
Potamogeton pectinatus						0,2	0,1	0,1		
Potamogeton crispus						0,2	1			
Elodea canadensis								0,1		
Potamogeton alpinus							5			
Potamogeton perfoliatus						(v)				
Helophyten										
Phalaris arundinacea	+	0,2	0,2	0,1	1,0	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
Phragmites australis		+		+	+			0,1		0,1
Rumex hydrolaphatum	+	+	+							
Alopecurus geniculatus	0,1		+			0,2		0,1	0,1	0,1
Glyceria fluitans	0,1	+				0,2	0,2	0,1	0,1	
Glyceria maxima	+			+		0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Oenanthe aquatica	0,2		+			0,1		0,1	0,1	
Persicaria hydropiper	0,1		+			0,1	0,2	0,1	0,1	
Bidens tripartita	0,1					0,1			0,1	
Myosotis scorpioides	4,0					0,1		0,1		
Ranunculus sceleratus	0,1					0,1		0,1	0,1	
Ranunculus repens	+					0,1		0,1		
Sparganium erectum	+							0,1		
Filipendula ulmaria			+							
Iris pseudacorus			+							
Juncus effusus	+									
Lycopus europaeus	+									
Rorippa amphibia			+							
Rorippa sylvestris	+									
Symphytum officinale	+									
Acorus calamus						0,2		0,1	0,1	0,1
Bidens cernua						0,1				
Carex acuta								0,1		
Mentha aquatica								0,1		
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.										

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1979: Herr et al. (1989b), Wiegleb (1982)

Lühe

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug an der Probestelle M 136 im Jahr 1981 13 und im Jahr 2005 sieben Arten (Tabelle 40). Hydrophyten waren 1981 jedoch mit vier und 2005 nur mit zwei Arten vertreten. Die Gesamtdeckung betrug 1981 25 % und 2005 5 %. Der Deckungsanteil der Hydrophyten fiel von 25 % in 1981 auf unter ein Prozent in 2005.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

2005 wurde am Rand der Lühe *Carex pseudocyperus* festgestellt, sowie die geschützten Arten *Iris pseudacorus* und *Nuphar lutea* (letztere auch 1981).

Vegetationstyp und Referenz

1981 war die Vegetation einer marschentypischen Schwimmblattgesellschaft (Nymphaeiden bzw. *Sparganium emersum*-Gesellschaft), hier in einer artenarmen Ausprägung, zuzuordnen. Bei einer Gesamtdeckung der Hydrophyten von unter einem Prozent ist 2005 keine Zuordnung mehr möglich. Es handelt sich aktuell um ein weitgehend makrophytenfreies Gewässer mit randlichem Röhricht-Saum. Probestelle M137 liegt in einem stark tidebeeinflussten Bereich, Probestelle M136 deutlich oberhalb und nicht mehr im Einfluss der Tide.

Tabelle 40: Vegetation Lühe 1981/2005

Lühe			
Probestelle	M136	M137	M192
entspricht Nr.			M136
Subtyp	1	8	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	0	4
Bewertung ökologische Potenzial	2	1	2
Jahr	2005		1981
mittlere Tiefe [cm]	130	>200	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	3	
mittlere Breite [m]	6	20	
ELF	600	1100	
Gesamtdeckung (%)	5	5	25
Artenzahl	13	6	7
Hydrophyten			
<i>Nuphar lutea</i>	+		0,7
<i>Callitriche platycarpa</i>	+		+
<i>Sparganium emersum</i>			2,0
<i>Sagittaria sagittifolia</i>			0,1
Helophyten			
<i>Acorus calamus</i>	+		+
<i>Carex acuta</i>	+		+
<i>Carex pseudocyperus</i>	+		
<i>Iris pseudacorus</i>	+		
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	+	
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	0,2	
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	0,2	
<i>Phragmites australis</i>	0,4		
<i>Rumex hydrolaphatum</i>	+	+	+
<i>Solanum dulcamara</i>	+	+	
<i>Urtica dioica</i>	+		
<i>Glyceria maxima</i>		0,2	
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial Deckungsschätzung nach Londo.			

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1981: Herr et al. (1989b)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Lühe haben zwischen 1981 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden, Hydrophyten sind fast vollständig ausgefallen. Die Ursache ist unklar.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Je eine Probestelle ist dem Subtyp 8 (stark tidebeeinflusste Marschgewässer) bzw. dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet.

Das ökologische Potenzial war 2005 "unbefriedigend" bis "schlecht", 1981 "unbefriedigend".

Sagter Ems und Aper Tief

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl (Tabelle 41) an den Probestellen M 186 (Sagter Ems) und M 188 (Aper Tief) kann zwischen 1978/79 und 2005 nicht verglichen werden, da 2005 offensichtlich der randliche Helophyten-Saum verstärkt einbezogen wurde. Zudem liegt von M 186 nur eine Liste mit der Angabe „V“ für vorhanden vor. Hydrophyten waren 1981 mit fünf und acht Arten vertreten, 2005 dagegen nur mit einer und drei Arten vertreten. Die Gesamtdeckung betrug an M188 1979 100 % (vor allem von Wasserlinsen verursacht) und 2005 2 %. Der Deckungsanteil der Hydrophyten fiel von 98 % in 1979 auf unter 1 % in 2005.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 wurde im Aper Tief *Potamogeton compressus* festgestellt, die geschützte Art *Nuphar lutea* wurde in der Sagter Ems festgestellt. An beiden Gewässern wurde 2005 die geschützte Art *Iris pseudacorus* festgestellt.

Vegetationstyp und Referenz

1979 wurde im Aper Tief eine marschentypischen Pleustophyten-dominierte Vegetation in einer artenreichen Ausprägung mit diversen Hydrophyten vorgefunden. Bei einer Gesamtdeckung der Hydrophyten von unter einem Prozent ist 2005 an beiden Probestellen keine Zuordnung möglich. Es handelt sich aktuell um weitgehend makrophytenfreie Gewässer mit einem randlichem, artenreichen Helophyten-Saum.

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

An der Probestellen M 188 im Aperer Tief Sieltief haben zwischen 1978 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden, die Hydrophyten sind fast vollständig ausgefallen. Dies gilt vermutlich gleichermaßen für die Probestelle M 186 in der Sagter Ems. Die Ursache ist unklar. In Betracht kommen Salzwassereinbrüche sowie eine erhöhte Trübung.

Im Jahr 2005 war das ökologische Potenzial als "schlecht" zu bewerten. Die Untersuchungen von 1978/79 ergaben einen "unbefriedigendes" bis "schlechtes" ökologisches Potenzial.

Tabelle 41: Vegetation Sagter Ems und Aper Tief 1978/1979/2004

Sagter Ems				
Fließgewässer [Name in Freitext]	Sagter Ems	Aper Tief	Sagter Ems	Aper Tief
Probestelle	M186	M188	M282	M276
entspricht Nr.			M186	M188
Subtyp	9	9	9	9
ökologische Qualitäts-Kennzahl	0	0	3	0
Bewertung ökologisches Potenzial	1	1	2	1
Untersuchungsjahr	2005	2005	1978	1979
mittlere Tiefe [cm]	>100	>100		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	3		
mittlere Breite [m]	15	20		
ELF				
Gesamtdeckung (%)	2	2	0	101
Artenzahl	16	22	9	10
Hydrophyten				
Alisma plantago-aquatica		+		
Berula erecta		+		
Callitriche platycarpa		+	V	0,2
Lemna minor	+		V	5,0
Ceratophyllum demersum				0,2
Elodea canadensis				0,1
Elodea nuttallii				1,0
Nuphar lutea			V	
Potamogeton compressus				0,2
Potamogeton natans			V	
Potamogeton trichoides				0,1
Sagittaria sagittifolia			V	
Spirodela polyrhiza				3,0
Helophyten				
Agrostis stolonifera	+	+		
Filipendula ulmaria	+	+		
Galium palustre	+	+		
Iris pseudacorus	+	+		
Juncus effusus	+	+		
Lycopus europaeus	+	+		
Myosotis scorpioides	+	+		
Phalaris arundinacea	0,1	+	V	
Rorippa amphibia	+	+		
Rumex crispus	+	+		
Rumex hydrolaphatum	+	+		
Rumex obtusifolius	+	+		
Urtica dioica	+	+		
Cardamine pratensis	+			
Epilobium hirsutum		+		
Epilobium roseum	+			
Glyceria maxima		0,2	V	0,2
Lythrum salicaria		+		
Nasturtium officinale		+		
Oenanthe aquatica		+		
Persicaria dubia		+		
Phragmites australis	0,1			
Ranunculus repens		+		
Ranunculus sceleratus		+		
Veronica beccabunga		+		
Alopecurus geniculatus			V	0,1
Persicaria hydropiper			V	
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo				

Quellen - 2005: Eigene Erhebungen, 1978: Herr et al. (1989b)

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Lühe haben zwischen 1981 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden, Hydrophyten sind fast vollständig ausgefallen. Die Ursache ist unklar.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen sind dem Subtyp 9 (tidebeeinflusste Marschgewässer) zugeordnet.

Das ökologische Potenzial war 2005 "schlecht", 1978/79 1981 "unbefriedigend". bzw. "schlecht".

Schwinge

Die Schwinge zählt zu den wenigen Gewässern, für die sehr alte Daten mit Ortsbezug vorliegen (Alpers 1875). Das Rauhe Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) wird als „häufig, stellenweise gemein“ bezeichnet und für „Stade: in der Schwinge“ angegeben. Für das Glänzende Laichkraut (*Potamogeton lucens*) gibt Alpers (1875) nur zwei Wuchsorte an: „In Stade unter der Brücke des Kehdinger Thores“ und „In Stade in der Schwinge bei der Badeanstalt“. Das Gewöhnliche Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) wird nicht näher lokalisiert. Das Glänzende Laichkraut als typisches Großlaichkraut der Marschen und aufgrund seiner Salztoleranz auch der tideoffenen Gewässer war offenbar schon vor 130 Jahren für den Autor bemerkenswert. Die drei Aufnahmen aus dem Zeitraum 1981 bis 2005 zeigen dagegen nur eine spärliche Makrophytenvegetation.

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug (Probestelle M 140) 1981 bis 2005 vier bis 10 Arten (Tabelle 42). Hydrophyten waren jedoch nur mit zwei bis drei Arten vertreten. Der Deckungsanteil der Hydrophyten fiel betrug maximal 1 %.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1981 bis 2005 wurde die geschützte Art *Nuphar lutea* festgestellt.

Vegetationstyp und Referenz

Bei einer Gesamtdeckung der Hydrophyten <1 % ist keine Zuordnung möglich. Es handelt sich seit Anfang der 1980er Jahre um ein weitgehend makrophytenfreies Gewässer mit randlichem Röhricht-Saum.

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Schwinge haben an der Station M 140 zwischen 1981 und 2005 keine Vegetationsveränderungen stattgefunden. Im 19. Jahrhundert wurden dagegen noch weitere Hydrophytenarten festgestellt, Hinweise zur Abundanz von *Potamogeton lucens* liegen nicht vor. *Ceratophyllum demersum* war seinerzeit allgemein verbreitet. Diese Arten waren 1981 bereits ausgefallen.

Das ökologische Potenzial war 1981, 2001 und 2005 "schlecht". Für das Jahr 1875 kann er nicht bewertet werden, da nur Angaben zu wenigen Arten vorliegen.

Tabelle 42: Vegetation Schwinge 1875/1981/2005

Probestelle	M140		M140	
entspricht Nr.			M191	
Subtyp	9	9	9	9
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	2	3	
Bewertung ökologische Potenzial	2	2	2	
Jahr	2005	2001	1981	1875
mittlere Tiefe [cm]	>100			
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3			
mittlere Breite [m]	15			
ELF				
Gesamtdeckung (%)	<1		<1	
Artenzahl	4	10	9	6
Hydrophyten				
Nuphar lutea	+	.1	+	
Callitriche platycarpa	+	+	+	
Sparganium emersum			+	
Ceratophyllum demersum				v
Potamogeton lucens				v
Sagittaria sagittifolia				v
Helophyten				
Glyceria maxima	+	.2	+	
Phalaris arundinacea	+	.4	+	
Phragmites australis	+	.2	+	
Glyceria fluitans			+	
Rumex conglomeratus			+	
Sparganium erectum			+	
Epilobium hirsutum				v
Valeriana officinalis				v
Veronica anagallis-aquatica				v
Solanum dulcamara		.1		
Myosotis palustris		.1		
Juncus effusus		+		
Agrostis stolonifera		+		
Stachys palustris		+		
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo				

Quellen -2005: Eigene Erhebungen, 2001: NLWKN Lüneburg,

1981: Herr et al. (1989b), 1875: Alpers (1875)

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen sind dem Subtyp 9 (tidebeeinflusste Marschgewässer) zugeordnet.

Das ökologische Potenzial war 1981, 2001 und 2005 "unbefriedigend". Für das Jahr kann es nicht bewertet werden, da nur Angaben zu wenigen Arten vorliegen.

Goeseschloot

Von Probestelle M1300 (Goeseschloot, Tabelle 43) liegen Daten über einen Isehr langen Zeitraum vor. Das Artenspektrum und die dominierenden Arten haben sich über 27 Jahre wenig geändert, auch wenn teilweise deutliche Schwankungen aufgetreten sind (Brux 2006).

Die Probestelle befindet sich wenige 100 m unterhalb des Pumpwerkes in Richtung Friedeburger Tief. In der Nähe des Pumpwerks wurden 2005 einige Hydrophyten im Friedeburger Tief festgestellt, die im weiteren Verlauf nicht mehr vorkommen.

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl schwankte von 1978 bis 2005 zwischen 9 und 17 Arten (Tabelle 43). Die Gesamtbedeckung wie auch der Deckungsanteil der Hydrophyten waren durchgehend hoch.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Von 1978 bis 1981, im Jahr 1995 und 2005 wurde das in Niedersachsen stark gefährdete (RLN 2) Froschkraut (*Luronium natans*) festgestellt. Damit ist diese Probestelle einer der wenigen niedersächsischen Wuchsorte dieser Art, die zudem in Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführt ist. *Potamogeton alpinus* erreichte zeitweise bis zu 20 % Deckung, zuletzt 1983. *Utricularia vulgaris* (RLN 3) trat regelmäßig, meist aber mit geringer Deckung auf.

Tabelle 43: Vegetationsdaten Probestelle M175 (Goeschloot 1978 - 2005)

Probestelle	M300	M300	M262	M300						
entspricht Nr.			M300							
Subtyp	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	12	12	12	9	9	9	11	11	9	12
Bewertung ökologische Potenzial	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Datum Jahr	1978	1979	1981	1982	1983	1984	1986	1995	1999	2005
Gesamtdeckung	80	95	80	50	80	85	60	70	60	80
Artenzahl	9	9	12	14	14	16	15	17	16	14
<i>Agrostis stolonifera</i>	+	+	+					+	0,1	+
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0,2	1,	+			+				
<i>Alopecurus geniculatus</i>				+	0,1			+		
<i>Callitriche platycarpa</i>	3,	3,	0,1	+			+	+	+	
<i>Callitriche stagnalis</i>			+		0,1	0,4				
<i>Carex gracilis</i>						+				
<i>Carex nigra</i>				+	0,1			+	+	
<i>Glyceria fluitans</i>	1,	2,	1,2	0,4	0,7	0,4	+	+	+	1,
<i>Glyceria maxima</i>									+	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>						+	+			+
<i>Iris pseudacorus</i>									+	+
<i>Juncus articulatus</i>					+	+		+	+	
<i>Juncus bufonius</i>				+						
<i>Juncus bulbosus</i>	1,	2,								
<i>Juncus effusus</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Lemna minor</i>				+		+	+	+		
<i>Luronium natans</i>	1,	2,	+					+		+
<i>Lycopus europaeus</i>										
<i>Lysimachia nummularia</i>					+			+	+	
<i>Lysimachia vulgaris</i>										+
<i>Lythrum salicaria</i>								+		
<i>Oenanthe aquatica</i>							+			
<i>Phalaris arundinacea</i>					+	0,1	+	2,	1,2	
<i>Phragmites australis</i>						+				
<i>Polygonum amphibium</i>				+	0,1	+	+			
<i>Polygonum hydropiper</i>				+			+		+	+
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,2	1,	2,	2,	2,	0,2	+	1,	0,2	+
<i>Potamogeton natans</i>	3,	3,	4,	3,	3,	7,	5,	3,	4,	5,
<i>Potamogeton pusillus</i>										+
<i>Potamogeton trichoides</i>			2,	0,7	2,	0,4	1,	2,	+	2,
<i>Sparganium emersum</i>			+	0,1	1,2	0,4	1,	+	+	0,7
<i>Sparganium erectum</i>			+			+	+			
<i>Utricularia vulgaris</i>	+	1,		+	+		+	0,4	1,	+
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo										

Quellen - Herr et al. (1989b), Wiegleb in lit., Brux (2006)

Vegetationstyp und Referenz

Potamogeton natans und Callitriche platycarpa gelangten 1978 und 1979 zur Codominanz. Danach fiel Callitriche aus und Potamogeton trichoides sowie Sparganium emersum traten neu auf. Potamogeton natans blieb den gesamten Untersuchungszeitraum über die dominante Art, größere Deckungsanteile erreichten zeitweise noch Callitriche platycarpa, Potamogeton alpinus und Potamogeton trichoides. Luronium natans und Juncus bulbosus erreichten nur 1978 und 1979 Deckungsanteile von mindestens 10 %. Die Probestelle ist der Sparganium emersum-Gesellschaft zuzuordnen, hier in einer in der Marsch unterdessen seltenen Großlaichkraut-reichen Ausbildung. Die Aufnahmen werden als Referenz für das gute ökologische Potenzial verwendet.

Erklärung von Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Im Goseschloot haben an der Probestelle M 300 zwischen 1978 und 2005 nur geringe Vegetationsveränderungen stattgefunden.

Der Goseschloot ist aufgrund dieser Konstanz als bemerkenswertes Marschgewässer anzusehen.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen sind dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet.

Das ökologische Potenzial war im gesamten Untersuchungszeitraum "gut".

Schiffsbalje

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl an Probestelle M 124 verringerte sich im Zeitraum von 1979 bis 2005 von 19 auf 9 Arten (Tabelle 43). An Probestelle M 173 ging die Gesamt-Artenzahl von 22 auf 14 zurück. Die Anzahl der Hydropten sank von 13 (M124) bzw. 14 (M 173) auf drei und sieben. Die Gesamtdeckung verringerte sich im Zeitraum von 1979 bis 2005 von 96 auf 6 % (M124) bzw. von 89 auf 14 % (M173). Die Hydropten, die 1979 einen Großteil der Deckung ausmachten, sanken von > 90 (M173) bzw. 77 % (M124) auf 13 bzw. 2 %.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 bzw. 1981 wurden die gefährdeten Arten Nuphar lutea, Potamogeton alpinus, Myriophyllum verticillatum, Ranunculus peltatus und Utricularia vulgaris nachgewiesen. Bis auf Nuphar lutea und Potamogeton alpinus (sehr geringe Deckung an Probestelle MM173) wurden diese Arten bei der Kartierung im Jahre 2005 nicht mehr vorgefunden. Neu hinzugekommen sind die Arten Hydrocharis morsus-ranae und Nitella flexilis.

Vegetationstyp und Referenz

Die Probestellen sind der Sparganium emersum-Gesellschaft zuzuordnen. Die Aufnahmen von 1979 bzw. 1981 stellen eine enorm arten- und wuchsformreiche Ausprägung dar, die als Referenz für das höchste ökologische Potenzial verwendet werden. Die Probestelle M173 aus 2005 ist im Vergleich zu 1981 zwar stark degradiert,

durch das Vorkommen von sieben Hydrophyten (darunter vier gefährdeten) wird aber immer noch ein gutes ökologisches Potenzial erreicht.

Tabelle 44: Vegetation Schiffsbalje 1979/1981/2005

Schiffsbalje				
Probestelle	M124	M173	M261	M263
entspricht Probestelle aus 2005			M124	M173
Subtyp	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	10	17	18
Bewertung ökologisches Potenzial	2	4	5	5
Jahr	2005	2005	1979	1981
mittlere Tiefe [cm]	120	60		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	3		
mittlere Breite [m]	2	4		
ELF	280	260		
Gesamtdeckung (%)	6	14	96	89
Artenzahl	9	14	19	22
Hydrophyten				
Lemna minor		+	(V)	0,1
Nuphar lutea	+	0,7	0,1	0,4
Persicaria amphibia			0,1	
Potamogeton natans		0,7	3	0,4
Potamogeton trichoides				(V)
Sagittaria sagittifolia	+			
Sparganium emersum	0,2	1,2	0,4	0,1
Callitriche platycarpa			0,4	0,1
Hydrocharis morsus-ranae		+		
Nitella flexilis		+		
Potamogeton alpinus		+	1	6
Alisma plantago-aquatica				(V)
Callitriche obtusangula			1	1+
Eleocharis acicularis			1	(V)
Elodea canadensis			(V)	1
Luronium natans			0,1	
Myriophyllum verticillatum				0,1
Ranunculus peltatus			0,4	0,1
Utricularia vulgaris			(V)	0,1
Helophyten				
Phalaris arundinacea	0,4	0,2	0,4	0,1
Myosotis scorpioides	+	+	0,4	0,1
Iris pseudacorus	+			
Lycopus europaeus	+			
Lythrum salicaria	+			
Sparganium erectum	+	+	0,1	
Agrostis stolonifera		+		0,1
Bidens tripartita		+		
Equisetum fluviatile		+		
Peucedanum palustre		+		
Alopecurus geniculatus			0,1	(V)
Glyceria fluitans			1	(V)
Leptodictyum riparium				0,1
Persicaria hydropiper			0,1	0,1
Ranunculus repens				(V)
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig; 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht -				
Deckungsschätzung nach Londo				

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Schiffsbalje hat von 1979 bis 2005 eine deutliche Veränderung der Vegetation stattgefunden. Durch die Untersuchungen im Jahr 2005 wurde eine starke Degradierung der Vegetation sichtbar. Es kam zu einem Ausfall von gefährdeten Arten wie beispielsweise Utricularia vulgaris und einem extremen Rückgang von Potamogeton alpinus. Es wird deutlich, dass Probestelle M 124 stärker degradiert ist als M 173. Hier traten sogar zwei gefährdete Arten (Nitella flexilis und Hydrocharis morsus-ranae) neu hinzu.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen sind dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Die Bewertung des ökologischen Potenzials ergibt für die Aufnahmen von 1979/81 das höchste Potenzial. Für das Jahr 2005 ist das ökologische Potenzial als "gut" (M 173) bzw. als "unbefriedigend" (M 124) zu beurteilen.

Reepsholter Tief

Artenzahl und Abundanz

Wie in Tabelle Tabelle 45 deutlich wird, betrug die Gesamt-Artenzahl im Reepsholter Tief im Jahr 1979 20 Arten, im Jahr 2005 wurden sechs Arten nachgewiesen. Die Gesamtdeckung lag mit jeweils > 90 % hoch. Die Anzahl der Hydrophyten sank von acht auf vier Arten, die Deckung blieb dagegen nahezu gleich (1979: 86%, 2005: 87,4 %); allerdings wurde der hohe Deckungsgrad im Jahr 2005 fast ausschließlich von Potamogeton trichoides verursacht.

Tabelle 45: Vegetation Reepsholter Tief 1979/2005

Reepsholter Tief			
Probestelle	M123	M260	
entspricht Probestelle aus 2005		M123	
Subtyp	1	1	
ökologische Qualitäts-Kennzahl	-1	9	
Bewertung ökologisches Potenzial	1	4	
Jahr	2005	1979	
mittlere Tiefe [cm]	120		
Trübung (1=ungetrüb, 2= mittel, 3=stark getr.)	2		
mittlere Breite [m]	5		
ELF	300		
Gesamtdeckung (%)	94	108	
Artenzahl	6	20	
Hydrophyten			
Lemna minor	+	0,1	
Nuphar lutea		1	
Persicaria amphibia	+	0,1	
Potamogeton natans		3	
Potamogeton trichoides	8,0		
Sagittaria sagittifolia	0,7	1	
Sparganium emersum		3	
Callitriche platycarpa		0,4	
Alisma plantago-aquatica		0,1	
Helophyten			
Phalaris arundinacea	0,7	0,4	
Myosotis scorpioides		0,4	
Glyceria maxima		0,4	
Lythrum salicaria	+		
Agrostis stolonifera		0,1	
Juncus effusus		0,1	
Alopecurus geniculatus		0,1	
Bidens cernua		0,1	
Glyceria fluitans		0,1	
Persicaria hydropiper		0,1	
Poa palustris		0,1	
Ranunculus repens		0,1	
Rorippa amphibia		0,1	
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig, 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht			
Deckungsschätzung nach Londo			

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 wurde die nach BArtSchV besonders geschützte Art Nuphar lutea nachgewiesen, die 2005 nicht mehr vorgefunden wurde.

Vegetationstyp und Referenz

Die Probestelle war 1979 der Sparganium emersum-Gesellschaft zuzuordnen, wenn auch mit geringer Artenzahl. 2005 war die Vegetation deutlich degradiert stark dem Kleinlaichkraut-reichen Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

In der Probestelle M 123 im Reepsholter Tief haben zwischen 1979 und 2005 deutliche Vegetationsveränderungen stattgefunden. Die ehemals artenreiche Hydrophytenvegetation wurde fast vollständig von einem Massenbestand des Haarförmigen Laichkrauts (*Potamogeton trichoides*) verdrängt (Deckung > 75%). Die Zahl der kartierten Helopyhten sank von zwölf auf zwei und damit ist auch in diesem Bereich eine deutliche Degradierung festzustellen.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestelle M 123 ist dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial kann für das Jahr 1979 als "gut" angesehen werden. Im Jahr 2005 lag dagegen ein "schlechtes" ökologisches Potenzial vor.

Emder Tief

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl betrug an Probestelle M 125 Tief im Jahr 2005 sechs Arten, von denen drei Hydrophyten waren (Tabelle 46). Im Jahr 1982 wurden 16 Arten nachgewiesen, davon zwölf Hydrophyten. Die Gesamtdeckung war sowohl 1982 als auch 2005 gering. Besonders im Jahr 1982 kamen die 16 Arten mit z.T. nur sehr geringer Deckung vor.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Im Jahr 1982 wurden die gefährdeten Arten *Potamogeton alpinus*, *Hottonia palustris* und *Ranunculus peltatus* nachgewiesen. Diese Arten wurden bei den Untersuchungen im Jahr 2005 nicht mehr nachgewiesen, weitere gefährdete Arten kamen nicht hinzu.

Vegetationstyp und Referenz

1982 war die Vegetation der Sparganium emersum-gesellschaft zuzuordnen, 2005 ist keine Zuordnung möglich.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Für das Emdertief konnte eine eindeutige Degradierung der Vegetation nachgewiesen werden. Die Anzahl der Hydrophyten-Arten sank im Vergleich zu 1982 von zwölf auf drei und stellt damit nur noch ein Viertel dar.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestelle M 125 im Emdertief wird dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zugeordnet. Das ökologische Potenzial war 1982 als "gut" zu bezeichnen, im Jahr 2005 ist es als "schlecht" bewertet worden.

Tabelle 46: Vegetation Emder Tief 1982/2005

Emder Tief		
Probestelle	M125	M272
entspricht Probestelle aus 2005		M125
Subtyp	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	1	12
Bewertung ökologisches Potenzial	1	4
Jahr	2005	1982
mittlere Tiefe [cm]	110	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	
mittlere Breite [m]	4	
ELF	300	
Gesamtdeckung (%)	14	0
Artenzahl	6	16
Hydrophyten		
Lemna minor	+	v
Persicaria amphibia		v
Potamogeton natans		v
Potamogeton trichoides	+	
Callitriche platycarpa		v
Hydrocharis morsus-ranae		v
Myriophyllum spicatum	1,0	
Potamogeton alpinus		v
Algen (Fadenalgen)		d
Alisma plantago-aquatica		v
Callitriche stagnalis		v
Hottonia palustris		v
Potamogeton berchtoldii		v
Ranunculus peltatus		v
Helophyten		
Phalaris arundinacea		v
Myosotis scorpioides	+	v
Iris pseudacorus	+	
Phragmites australis	0,4	
Glyceria fluitans		v
Persicaria hydropiper		v
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig; 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht - Deckungsschätzung nach Londo		

Zeteler Tief*Artenzahl und Abundanz*

Die Gesamt-Artenzahl betrug im Jahr 1978 13 (davon 9 Hydrophyten), im Jahr 2005 waren sechs Arten vorhanden. von denen sechs Hydrophyten waren (Tabelle 47) Die Gesamtdeckung im Jahr 1978 belief sich auf 58 % und verringerte sich auf 22 % im Jahr 2005. Die Deckung der Hydrophyten nahm zwar von knapp 40 % auf gut 15 % ebenfalls ab. In beiden Jahren deckte Nuphar lutea am meisten.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Nuphar lutea wurde sowohl 1978 als auch 2005 nachgewiesen. Im Jahr 2005 kam als gefährdete Art zusätzlich Potamogeton obtusifolius hinzu.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist sder Sparganium emersum-Gesellschaft, Nyphaeiden-reicher Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Im Zeteler Tief hat an Probestelle M 133 eine deutliche Vegetationsveränderung stattgefunden, die durch den Ausfall einiger Hydrophyten gekennzeichnet ist. Die Probestelle wies bereits im Jahr 1978 nur "schlechtes" ökologisches Potenzial auf. Durch das Hinzukommen der gefährdeten Art Potamogeton obtusifolius und das

konstante Vorkommen von *Nuphar lutea* kann nicht von einer weiteren Degradierung gesprochen werden. Diese Tatsache spiegelt sich auch in der Bewertung des ökologischen Potenzials wieder.

Tabelle 47: Vegetation Zeteler Tief 1978/2005

Zeteler Tief		
Probestelle	M133	M266
entspricht Probestelle aus 2005		M133
Subtyp	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	3	1
Bewertung ökologisches Potenzial	2	1
Jahr	2005	1978
mittlere Tiefe [cm]	120	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	
mittlere Breite [m]	6	
ELF	300	
Gesamtdeckung (%)	22	58,0
Artenzahl	9	13,0
Hydrophyten		
<i>Lemna minor</i>	+	0,4
<i>Nuphar lutea</i>	1,0	1,0
<i>Potamogeton trichoides</i>	+	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,4	0,4
<i>Sparganium emersum</i>	+	0,1
<i>Callitriche platycarpa</i>		0,4
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,2	
<i>Ceratophyllum demersum</i>		0,4
<i>Lemna gibba</i>		0,4
<i>Potamogeton pectinatus</i>		0,4
<i>Spirodela polyrhiza</i>		0,4
Helophyten		
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,2	1,0
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	
<i>Iris pseudacorus</i>		0,1
<i>Phragmites australis</i>	0,4	
<i>Glyceria maxima</i>		0,4
<i>Glyceria fluitans</i>		0,4
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig, 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht		
- Deckungsschätzung nach Londo		

Subtyp und ökologisches Potenzial

Probestelle M 133 ist dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. Es ist eines der wenigen Gewässer, in denen eine Verbesserung des ökologischen Potenzial festzustellen war. Einschränkend hierzu ist allerdings anzumerken, dass das ökologische Potenzial lediglich von "schlecht" (1978) auf "unbefriedigend" (2005) gestiegen ist.

Woppenkamper Bäke

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl von Probestelle M 134 in der Woppenkamper Bäke betrug im Jahr 2005 14 Arten, von denen sechs Hydrophyten waren (Tabelle 48). Im Jahre 1978 wurden insgesamt 19 Arten nachgewiesen, davon waren 14 Hydrophyten. Die Gesamtdeckung stieg von 55 auf 84 %. Einen Großteil der hohen Deckung im Jahr 2005 machte der gefährdete Hydrophyt *Potamogeton obtusifolius* (ca. 60 %) aus. 1978 betrug der Anteil der Hydrophyten ca. 40 %.

Tabelle 48: Vegetation Woppenkamper Bäke 1978/2005

Woppenkamper Bäke		
Probestelle	M134	M267
entspricht Probestelle aus 2005		M134
Subtyp	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	7	15
Bewertung ökologisches Potenzial	3	5
Jahr	2005	1978
mittlere Tiefe [cm]	100	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	
mittlere Breite [m]	4	
ELF	350	
Gesamtdeckung (%)	84	55
Artenzahl	14	19
Hydrophyten		
Lemna minor	+	0,1
Nuphar lutea	2,0	1,2
Persicaria amphibia	+	0,1
Potamogeton natans	+	
Sagittaria sagittifolia		1,2
Callitriche platycarpa	+	
Potamogeton obtusifolius	6,0	
Hydrocharis morsus-ranae		0,1
Potamogeton alpinus		0,1
Alisma plantago-aquatica		0,1
Callitriche hamulata		0,1
Ceratophyllum demersum		0,1
Myriophyllum verticillatum		0,4
Potamogeton crispus		0,4
Ranunculus peltatus		0,1
Spirodela polyrhiza		0,1
Utricularia vulgaris		0,1
Helophyten		
Phalaris arundinacea	0,2	1,2
Myosotis scorpioides	+	(v)
Iris pseudacorus	+	(v)
Phragmites australis	0,1	
Glyceria maxima	+	(v)
Lycopus europaeus	+	
Juncus effusus	0,1	
Rumex hydrolaphatum	+	
Nasturtium officinale		0,1
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig; 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht - Deckungsschätzung nach Londo		

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Von den sechs gefährdeten Hydrophyten (Nuphar lutea, Hydrocharis morsus ranae, Potamogeton alpinus, Myriophyllum verticillatum, Ranunculus peltatus und Utricularia vulgaris), die im Jahr 1978 nachgewiesen werden konnten, konnte im Jahr 2005 keine Art mehr vorgefunden werden. Dagegen trat Potamogeton obtusifolius mit einer hohen Deckung neu hinzu.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist der Sparganium emersum-Gesellschaft, Nyphaeiden-reicher Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Die Probestelle M 134 in der Woppenkamper Bäke zeigt von 1978 bis 2005 eine deutliche Vegetationsveränderung. Viele gefährdete Hydrophyten sind ausgefallen, die Anzahl nahm von 14 auf sechs Arten ab. Man kann also von einer deutlichen

Degradierung sprechen, die lediglich durch das neue Auftreten von *Potamogeton obtusifolius* abgemildert wird.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestelle M 134 ist dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. 1978 besaß die Probestelle das höchste ökologische Potenzial, das im Jahr 2005 auf eine "mäßige" Stufe abgesunken ist.

Neustädter Tief

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamt-Artenzahl von Probestelle M 135 (Neustädter Tief) betrug im Jahr 2005 acht, von denen vier Hydrophyten waren (Tabelle 49). Im Jahr 1979 kamen insgesamt zwölf Arten vor, davon waren acht Hydrophyten. Die Gesamtdeckung lag im Jahr 2005 bei nur drei Prozent, ein Prozent entfiel dabei auf die Hydrophyten. Im Jahr 1979 lag die Gesamtdeckung bei 100 %, davon entfiel ein Großteil auf die bei hohen Deckungen als Störzeiger angesehenen Arten *Lemna gibba* und *Potamogeton pectinatus*. Die größte Deckung nahm mit ca. 80 % *Ceratophyllum demersum* ein.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

1979 wurde keine gefährdete Art nachgewiesen, 2005 trat die geschützte Art *Nuphar lutea* neu hinzu.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist der *Sparganium emersum*-Gesellschaft, Elodeiden-reicher Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Die Vegetation der Probestelle M 135 hat sich von 1979 bis 2005 stark verändert, da es zu einer deutlichen Abnahme von Hydrophyten kam. Da allerdings die Wasserlinsen und *Potamogeton obtusifolius* mit einer Deckung von über 20 % als Störzeiger angesehen wurden und im Jahr 2005 wegfielen, kann man nicht von einer Degradierung der Vegetation sprechen. Dies zeigt auch die Bewertung des ökologischen Potenzials, die 2005 im Vergleich zu 1979 als besser angesehen wird.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestelle M 135 im Neustädter Tief ist dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. Das ökologische Potenzial stieg geringfügig von "schlecht" (1979) auf "unbefriedigend" (2005), was sich vor allem aus dem weitgehenden Ausfall der zu einer negativen Ökologischen Qualitätszahl führenden Störzeiger ergibt.

Tabelle 49: Vegetation Neustädter Tief 1979/2005

Neustädter Tief		
Probestelle	M135	M268
entspricht Probestelle aus 2005		M135
Subtyp	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	2	-7
Bewertung ökologisches Potenzial	2	1
Jahr	2005	1979
mittlere Tiefe [cm]	80	
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	
mittlere Breite [m]	5	
ELF	1200	
Gesamtdeckung (%)	3	100
Artenzahl	8	12
Hydrophyten		
Lemna minor	+	3
Nuphar lutea	+	
Persicaria amphibia	+	
Potamogeton natans		0,1
Sagittaria sagittifolia		0,4
Callitriche platycarpa	+	
Ceratophyllum demersum		8
Elodea canadensis		0,1
Lemna gibba		3
Potamogeton pectinatus		3
Spirodela polyrhiza		5
Helophyten		
Phalaris arundinacea	0,2	0,4
Iris pseudacorus	+	
Phragmites australis		0,4
Glyceria maxima	0,1	
Carex riparia	+	
Acorus calamus		0,1
Carex acuta		0,1
Erläuterungen: 5 = hoch; 4 = gut; 3 = mäßig, 2 = unbefriedigend; 1 = schlecht - Deckungsschätzung nach Londo		

Upjeversches Tief

Artenzahl und Abundanz

Die Probestelle M 126 im Upjeverschen Tief betrug im Jahr 2005 sechs, von denen zwei Hydrophyten waren (Tabelle 50). Im Jahr 1982 wurden insgesamt 13 Arten festgestellt, neun davon waren Hydrophyten. Die Gesamtartenzahl der Hydrophyten lag in beiden Untersuchungsjahren bei unter fünf Prozent.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Die im Jahr 1982 nachgewiesenen gefährdeten Arten Hydrocharis morsus-ranae und Potamogeton alpinus wurden im Jahr 2005 nicht mehr vorgefunden.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist der Sparganium emersum-Gesellschaft, Elodeiden-reicher Typ zuzuordnen. Die Probestellen M127 und M273 werden als Referenz für das höchste bzw. gute ökologische Potenzial herangezogen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Die Probestelle im Upjeverschen Tief zeigt eindeutige Degradierungserscheinungen. Von den ehemals neun Hydrophytenarten wurden nur noch Potamogeton natans und Lemna minor angetroffen, die insgesamt eine Deckung von unter einem Prozent ausmachen.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die untersuchte Probestelle M 126 sowie die Probestellen M127 (Abbildung 65, Abbildung 66) und M128 sind dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. Die Probestellen M129 und M130 dem Subtyp 6. Das ökologische Potenzial sank von "gut" (1982) auf "schlecht" (2005) und hat sich damit deutlich verschlechtert. Die amderen Probestellen wiesen 2005 deutlich höheres ökologisches Potenzial auf ("mäßiges", "gutes" und "höchstes" ökologisches Potenzial).

Tabelle 50: Vegetation Upjeversches Tief 1982/2005

Upjever Tief						
Probestelle	M126	M127	M128	M129	M130	M126
entspricht Probestelle aus 2005						M273
Subtyp	1	1	1	6	6	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	1	15	7	7	6	9
Bewertung ökologisches Potenzial	1	5	3	4	3	4
Jahr	2005					1982
mittlere Tiefe [cm]	100	100	80	120	> 150	
Trübung (1=ungertübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	3	2	3	2	2	
mittlere Breite [m]	2	3	5	12	30	
ELF	380	540	800	1100	1600	
Gesamtdeckung (%)	26	130	18	32	82	0
Artenzahl	6	16	15	12	14	13
Hydrophyten						
Potamogeton pectinatus		4,0	0,1	2,0	4,0	
Callitriche platycarpa		+	0,2	1,0	1,0	v
Hydrocharis morsus-ranae		+	+	+		v
Utricularia vulgaris		+	0,1		1,0	
Lemna minor	+		0,1		+	v
Potamogeton alpinus		5,0		0,1		v
Nuphar lutea		1,2	0,4			
Sparganium emersum		2,0	0,2			v
Elodea canadensis			0,1	+		v
Myriophyllum spicatum				0,1	2,0	
Potamogeton natans	0,2		+			d
Potamogeton obtusifolius		+	0,2			
Myriophyllum alterniflorum		0,4				
Potamogeton crispus					0,1	
Berula erecta					+	
Ceratophyllum demersum				+		
Lemna trisulca					+	v
Potamogeton acutifolius		+				
Potamogeton trichoides			+			v
Riccia fluitans					+	
Helophyten						
Phalaris arundinacea	0,4	0,4	+	+	0,1	v
Phragmites australis	1,0	+	0,4	+	+	
Iris pseudacorus	+	+		+	+	
Myosotis scorpioides	1,0	+				v
Glyceria maxima			+	+		
Alnus glutinosa		+				
Glyceria fluitans						v
Juncus articulatus						v
Angelica archangelica					+	
Caltha palustris				+		
Carex pseudocyperus			+			
Carex vulpina					+	
Rumex hydrolaphatum		+				
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges; 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo						



Abbildung 65: **probestelle Upjeversches Tief M127**



Abbildung 66: **Upjeversches Tief M127, Potamogeton alpinus (rechts) und Potamogeton pectinatus (links im Bild)**

Basbecker Schleusenfleth

Artenzahl und Abundanz

Die beiden Probestellen im Basbecker Schleusenfleth wiesen im Jahr 2005 eine Gesamt-Artenzahl von 10 (M103) bzw. 11 (M 105) auf, von denen vier bzw. sechs Hydrophyten waren (Tabelle 51). Im Jahre 1981 wurden an den selben Probestellen neun bzw. zwölf Arten nachgewiesen, davon neun bzw. sieben Hydrophyten. Die Gesamtdeckung war in allen Jahren mit ca. 50 % gleich.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Nuphar lutea wurde als einzige geschützte Art in beiden Probestellen sowohl 1981 als auch 2005 nachgewiesen. Gefährdete Arten, die nur 1981 vorgefunden wurden, waren Hydrocharis morsus-ranae, Myriophyllum verticillatum, Potamogeton alpinus sowie Potamogeton compressus. Utricularia vulgaris kam als gefährdete Art dagegen 1981 in einer Probestelle (M 103) und im Jahr 2005 in beiden Probestellen vor.

Tabelle 51: Vegetation Basbecker Schleusenfleth 1978/2005

Basbecker Schleusenfleth				
Probestelle	M103	M105	M197	M198
entspricht Probestelle aus 2005			M103	M105
Subtyp	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	5	3	7	4
Bewertung ökologisches Potenzial	3	2	3	2
Jahr	2005	2005	1981	1981
mittlere Tiefe [cm]	40	80		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	3		
mittlere Breite [m]	2	4		
ELF	850	400		
Gesamtdeckung (%)	55	54	40	56
Artenzahl	10	11	9	12
Hydrophyten				
Lemna minor		+	0,2	0,4
Nuphar lutea	3,0	3,0	0,2	0,4
Potamogeton trichoides	2,0	2,0	1,2	3,0
Sagittaria sagittifolia			0,4	
Callitriche platycarpa		0,2		0,2
Hydrocharis morsus-ranae				0,1
Ceratophyllum demersum			0,2	0,1
Eleocharis acicularis	+			
Elodea canadensis		3,0	1,2	
Myriophyllum verticillatum			0,2	
Potamogeton alpinus				1,2
Potamogeton compressus			0,2	
Utricularia vulgaris	+	+	0,2	
Helophyten				
Phalaris arundinacea	0,2	0,2		0,1
Myosotis palustris		+		+
Phragmites australis	0,2	0,2		
Polygonum hydropiper		+		0,1
Rumex hydrolaphatum	+	+		+
Carex gracilis	0,1			
Glyceria fluitans		+		+
Symphetum officinale	+			
Iris pseudacorus	+			
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo				

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist der Sparganium emersum-Gesellschaft, Elodeiden-reicher Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Zwischen 1981 und 2005 ist zwar eine Vegetationsveränderung aber keine eindeutige Verschlechterung auszumachen. Gewisse Hydrophyten (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Potamogeton alpinus* etc) fielen zwar aus, dafür kamen neue Arten (*Eleocharis acicularis*) neu hinzu.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen des Basbecker Schleusenfleths sind dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. Das ökologische Potenzial für Probestelle M 103 ist als "mäßig" zu bezeichnen, das für M 105 als "unbefriedigend". Im Vergleich zu 1981 gibt es für beide Probestellen zwar eine Verschlechterung hinsichtlich der ökologischen Qualitäts-Kennzahlen, die aber nicht gravierend genug ist, um sich in der Bewertung des ökologischen Potenzials niederzuschlagen.

Hackemühler Bach

Artenzahl und Abundanz

Die Gesamtartenzahl der Probestellen M 101 und M 102 betrug im Jahr 2005 18 bzw. acht, von denen sechs bzw. eine Art Hydrophyten waren. Im Jahr 1981 kamen zwölf bzw. sechs Arten vor, davon sieben bzw. drei Hydrophyten. Probestelle M 101 zeigte sowohl 1981 als auch 2005 eine hohe Gesamtdeckung von 60 bzw. 75 %. Probestelle M 102 hatte dagegen in beiden Untersuchungsjahren eine Gesamtdeckung von unter 10 %.

Seltene, gefährdete und geschützte Arten

Von den gefährdeten Arten kam *Nuphar lutea* in beiden Untersuchungsjahren an Probestelle M101 vor, und zwar mit zunehmender Deckung. Die Arten *Potamogeton compressus* und *alpinus* wurden nur 1981 nachgewiesen.

Vegetationstyp und Referenz

Die Vegetation ist der *Sparganium emersum*-Gesellschaft, Elodeiden-reicher Typ zuzuordnen.

Erklärung der Vegetationsveränderungen und zusammenfassende Beurteilung

Probestelle M101 weist zwischen 1981 und 2005 keine eindeutige Vegetationsveränderung auf. Die Gesamtartenzahl stieg zwar von 12 auf 18, die Anzahl der Hydrophytenarten blieb mit sieben bzw. sechs aber nahezu konstant. In der Artenzusammensetzung ist jedoch eine Veränderung festzustellen: Gefährdete Arten wie *Potamogeton compressus* und *alpinus* fielen aus, dafür traten *Potamogeton pusillus* und *trichoides* neu auf. Probestelle M 102 zeigt eine stärkere Degradierung. Die Gesamtartenzahl stieg auch hier, die Anzahl der Hydrophyten fiel allerdings von drei auf eine Art.

Subtyp und ökologisches Potenzial

Die Probestellen M 101 und M 102 sind dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Marschgewässer) zuzuordnen. Das ökologische Potenzial blieb bei M 101 mit "mäßig" konstant, bei M 102 fiel es von "unbefriedigend" auf "schlecht"

Tabelle 52: Vegetation Hackemühler Bach 1978/2005

Hackemühler Bach				
Probestelle	M101	M102	M196	M195
entspricht Probestelle aus 2005			M101	M102
Subtyp	1	1	1	1
ökologische Qualitäts-Kennzahl	5	2	7	3
Bewertung ökologisches Potenzial	3	1	3	2
Jahr	2005	2005	1981	1981
mittlere Tiefe [cm]	120	20		
Trübung (1=ungetrübt, 2= mittel, 3=stark getr.)	2	1		
mittlere Breite [m]	3	3		
ELF	500	480		
Gesamtdeckung (%)	74	10	59	2
Artenzahl	18	8	12	6
Hydrophyten				
Lemna minor	+		0,2	+
Nuphar lutea	3,0		0,4	
Potamogeton trichoides	+			
Potamogeton pusillus	0,2			
Sparganium emersum	+		1,2	0,1
Sparganium erectum			+	
Callitriche platycarpa		1,0		
Elodea canadensis	4,0		2,0	
Potamogeton compressus			+	
Potamogeton alpinus			2,0	0,1
Helophyten				
Phalaris arundinacea	0,2	+	0,1	
Myosotis palustris	+	1,0	+	+
Myosotis scorpioides				
Iris pseudacorus	+			
Butomus umbellatus	r			
Polygonum hxdropiper	+			
Agrostis stolonifera	+			
Nasturtium officinale		+		
Phragmites australis	+		+	
Equisetum fluviatile				
Juncus effusus	+			
Rumex hydrolaphatum	+	+		
Acorus calamus	+		+	
Carex gracilis	+			
Glyceria fluitans	+		+	+
Lythrum salicaria		+		
Solanum dulcamara		+		
Rorippa amphibia		+		+
Erläuterungen: 5 = höchstes; 4 = gutes; 3 = mäßiges, 2 = unbefriedigendes; 1 = schlechtes ökologisches Potenzial - Deckungsschätzung nach Londo				

8.3 Zusammenfassende Beurteilung der Entwicklung der Makrophytenvegetation der Marschgewässer

Bei der Beurteilung des Vergleichs mit älteren Daten ist zu berücksichtigen, dass diese nicht aus allen Marschgebieten Niedersachsens vorliegen. Die meisten Daten stammen aus geestnahen Marschgewässern, deren Entwicklung damit bekannt ist. Mit zunehmender Entfernung der Gewässer zur Geest werden Aussagen zur früheren Makrophytenvegetation ungenauer. Gleichzeitig wird belegt, wie wichtig konkrete Ortsbezüge und quantitative Angaben sind, wenn Aussagen über die Makrophytenvegetation und –flora erforderlich sind. Sowohl auf größeren Flächen (Minutenfelder, Quadranten, z.B. Garbe 2004) als auch auf sehr große Gewässerstrecken (bes. bei Gewässern, die in Geest und Marsch verlaufen) bezogene Angaben lassen dies nicht zu. Daten der letztgenannten Art wurden vielfach für die Erstellung von Unterhaltungsrahmenplänen erhoben.

Die Makrophytenarten lassen sich in folgende Gruppen ordnen

1. Arten, die historisch häufig waren und rezent häufig auftreten, z.B. Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*)
2. Arten, die historisch häufig waren und rezent selten oder gar nicht auftreten

Das Spiegelnde Laichkraut (*Potamogeton lucens*) war früher durchgehend in der Marsch verbreitet, Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) vielfach im Einflussbereich der Geest. Auffällig ist, dass die mehr oder weniger salztoleranten, früher in der Marsch verbreiteten Makropyhtenarten *Ruppia*, *Najas*, *Zannichelia*, *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus*, *Groenlandia densa* bzw. *Zostera marina* heute kaum noch anzutreffen sind.

3. Arten, die historisch selten waren und rezent häufig auftreten

Als Neubürger (Neophyten) sind die beiden Wasserpest-Arten zu nennen, die teilweise zusammen auftreten.

4. Arten, die historisch selten waren und rezent selten auftreten bzw. gar nicht mehr vorzufinden sind

Dies betrifft zum Beispiel Hybriden der Laichkräuter.

5. Arten, die historisch nicht auftraten und rezent auftreten

Ein Beispiel ist der Neubürger Großer Algenfarn (*Azolla filiculoides*), der offenbar derzeit einwandert.

Die Dynamik und Konstanz der Makrophytenvegetation in Fließgewässern der Geest haben z.B. Wiegleb et al. (1989) in Lethe und Delme (Lkr. Oldenburg) sowie Schwieger (2002) für das Elbegebiet untersucht. Am weitesten zurück reicht die Arbeit von Herr et al. (1989a), die Daten aus den Jahren 1946 und 1986 gegenüber stellt. Gemeinsam ist diesen Arbeiten, dass für die meisten Gewässer ein Rückgang der Artenzahlen und Deckungsanteile festzustellen ist.

Bei der Untersuchung von Gewässern in ihrem Verlauf von der Geest bis in die geestferne Marsch hat schon Wiegleb (1982) festgestellt, dass nach Verlassen der

Geest im Verlauf des Gewässers Artenzahl und Deckung zunehmend zurückgehen. Dies trifft auch heute noch zu, wobei der Vergleich der Daten 1979/1982 gegenüber 2005 zeigt, dass sich diese Grenze offenbar in Richtung Geest verschoben hat.

Mit der vorliegenden Arbeit werden erstmals Aussagen zur Dynamik und Konstanz der Makrophytenvegetation in Marschgewässern über einen Zeitraum bis zu 27 Jahren vorgelegt. Dies kann an 42 Probestellen durch Vegetationsaufnahmen aus mindestens zwei Jahren belegt werden (Tabelle 53, Tabelle 54, Abbildung 67). Von einzelnen Probestellen stehen im Abstand von wenigen Jahren erhobene Daten zur Makrophytenvegetation zur Verfügung, so dass sich die Entwicklung sehr genau beschreiben lässt. Vertreten sind in diesem Datensatz die Subtypen 1 (schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer), 3 (schmale – mittelbreite geestferne Marschgewässer), 5 (breite geestnahe Marschgewässer), 6 (breite geestferne Marschgewässer) und 9 (tidebeeinflusste Marschgewässer). Allerdings sind – bedingt durch die Lage der historischen Daten – die geestnahen Marschgewässer deutlich besser durch Daten belegt.

Im Zeitraum 1978/82 bis 2005 hat sich das ökologische Potenzial durchschnittlich um eine Kategorie verringert, am stärksten bei den geestnahen breiten Marschgewässern. Geringere Veränderungen ergeben sich für die geestfernen Marschgewässer, allerdings liegen nur von wenigen Probestrecken Daten vor. Diese Wertverringeringen lassen sich auch an den ökologischen Qualitätskennzahlen ablesen (Tabelle 54, Abbildung 67).

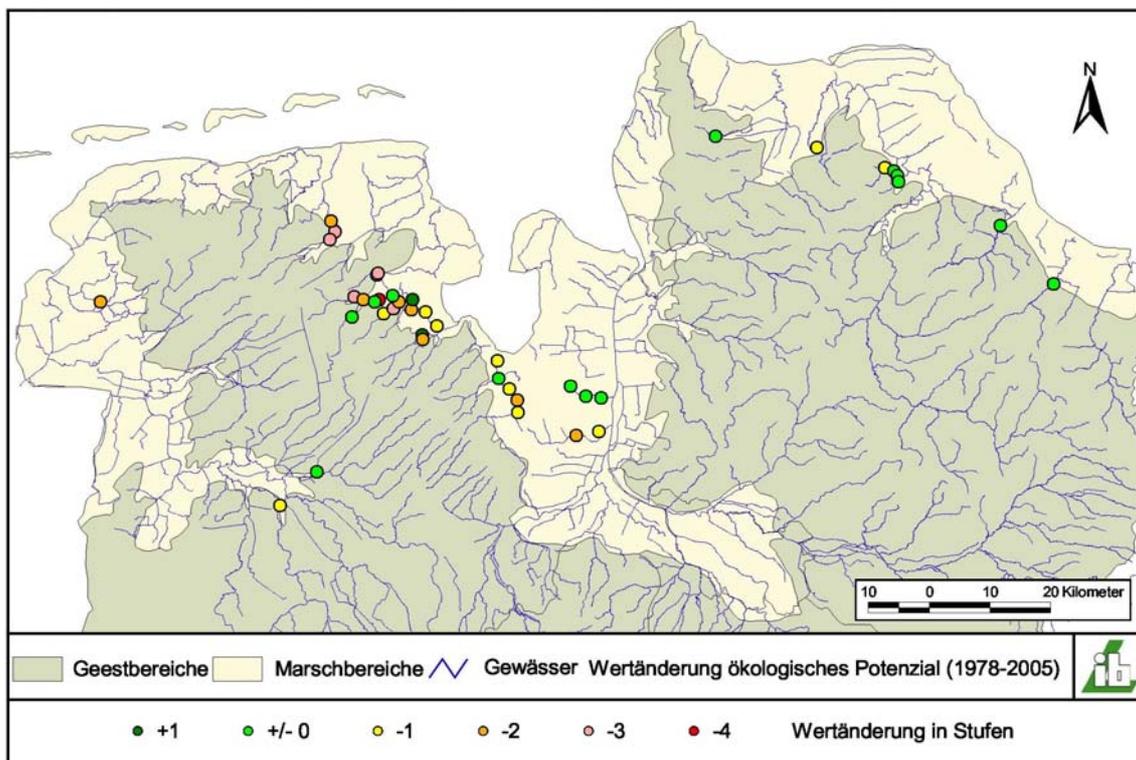


Abbildung 67: Wertänderungen ökologisches Potenzial

Tabelle 53: Entwicklung Ökologisches Potenzial und Ökologische Qualitäts-Kennzahl 1978/1982 – 1986/1989 - 2005

Gewässer	Probestelle	Sub- typ	1978-1981		1986-1989		2005		Veränderung (1978- 2005)	
			ökol. Qualitäts- Kennzahl	Ökol. Potenzial	ökol. Qualitäts- Kennzahl	Ökol. Potenzial	ökol. Qualitäts- Kennzahl	Ökol. Potenzial	ökol. Qualitäts- Kennzahl	Ökol. Potenzial
Abelitz	M70 (M275)	6	7	4			3	2	-4	-2
Altenbr. Kanal	M73	1					2	2		
	M73	1					1	1		
	div. Abschnitte				1-3	1-2				
Aper Tief	M188 (M276)	9	0	1			0	1	0	0
Aschwarder Flutgraben	M159	1					1	1		
	div. Abschnitte				0-5	1-3				
Aue	M89 (M194)	1	4	2			-1	1	-5	-1
	M90	1					2	1		
	M91	5					1	1		
	M92	5					-1	1		
	div. Abschnitte				0-4	1-2				
Basbecker Schleusenfleth	M103 (M197)	1	7	3			5	3	-2	0
	M104	1					1	1		
	M105 (M198)	1	4	2			3	2	-1	0
Dornebbe- Braker Sieltief	M144 (M270)	3	0	1			0	1	0	0
	M145 (M280)	6	0	1			0	1	0	0
	M146 (M281)	6	0	1			0	1	0	0
	M271	3	0	1			0	1	0	0
Ellenserdammer Tief	M131 (M264)	5	2	2			1	1	-1	-1
	M132 (M265)	5	3	2			0	1	-3	-1
Emder Tief	M125 (M272)	1	12	4			1	1	-11	-3
	M93 (M193)	1	6	3			7	3	1	0
	M94	1					4	2		
	M95	1					2	2		
	div. Abschnitte	1			1-7	1-3				
Friedeburger Tief	M118 (M255)	1	3	2			2	2	-1	0
	M119 ((M256)	5	7	3			0	1	-7	-2
	M120 (M257)	5	17	5			1	1	-16	-4
	M121 (M258)	5	3	2			2	2	-1	0
	M122 (M259)	5	7	3			0	1	-7	-2
	M174	5	11	4	7	3	2	2	-9	-2
Gooseschloot	M300	1	12	4	11	4	12	4	0	0
Hackemühler Bach	M100	1					5	3		
	M101 (M196)	1	7	3			5	3	-2	0
	M102 (M197)	1	3	2			2	1	-1	-1
Harle	M39 (M277)	1	15	5			3	2	-12	-3
	M40 (M278)	5	15	5			2	2	-13	-3
	M42 (M279)	5	10	4			3	2	-7	-2
Jade	M113 (M250)	5	12	4			6	3	-6	-1
	M114 (M251)	1	12	4			2	2	-10	-2
	M115 (M252)	5	8	3			2	2	-6	-1
	M116 (M253)	5	4	2			2	2	-2	0
	M117 (M254)	5	7	3			4	2	-3	-1
Käseburger Sieltief	M109 (M274)	6	4	3			0	1	-4	-2
	M141 (M269)	3	3	2			0	1	-3	-1
	M106						1	1		
	M107						0	1		
	M108						1	1		
	M110						0	1		
	M111						1	1		
	M112						-1	1		
Lühe	M136 (M192)	1	4	2			2	2	-2	0
	M137	8					0	1		
Neustädter Tief	M135 (M268)	1	2	2			-7	1	-9	-1
Reepsholter Tief	M123 (M260)	1	9	4			-1	1	-10	-3
Sagter Ems	M186 (M282)	9	3	2			0	1	-3	-1
Schwinge	M140 (M191)	9	3	2			2	2	-1	0
Schiffsbalje	M124 (M261)	1	17	5			2	2	-15	-3
	M173 (M263)	1	18	5			10	4	-8	-1
Upjever Tief	M126 (M273)	1	9	4			1	1	-8	-3
	M127	1					15	5		
	M128	1					7	3		
	M129	6					7	4		
	M130	6					6	3		
Woppenkamper Bäke	M134 (M267)	1	15	5			7	3	-8	-2
Zeteler Tief	M133 (M266)	1	3	2			1	1	-2	-1

Tabelle 54: Übersicht Veränderungen Ökologische Potenzial und Ökologische Qualitäts-Kennzahl 1978 - 2005

Probestelle	Subtyp	Veränderung 1978/82 - 2005			
		Einzelwerte		Durchschnitt je Subtyp	
		ökol. Qualitäts-Kennzahl	Ökol. Potenzial	ökol. Qualitäts-Kennzahl	Ökol. Potenzial
M89 (M194)	1	-5	-1	-4,4	-1,1
M93 (M193)		1	0		
M118 (M255)		-1	0		
M114 (M251)		-10	-2		
M136 (M192)		-2	0		
M300		0	0		
M124 (M261)		-15	-3		
M173 (M263)		-8	-1		
M123 (M260)		-10	-3		
M125 (M272)		-11	-3		
M133 (M266)		2	1		
M134 (M267)		-8	-2		
M135 (M268)		9	1		
M126 (M273)		-8	-3		
M39 (M277)		-12	-3		
M101 (M196)		-2	0		
M102 (M197)		-1	-1		
M103 (M197)		-2	0		
M105 (M198)		-1	0		
M144 (M270)	3	0	0	-1,0	-0,3
M271		0	0		
M141 (M269)		-3	-1		
M131 (M264)	5	-1	-1	-6,2	-1,5
M132 (M265)		-3	-1		
M119 (M256)		-7	-2		
M120 (M257)		-16	-4		
M121 (M258)		-1	0		
M122 (M259)		-7	-2		
M174		-9	-2		
M113 (M250)		-6	-1		
M115 (M252)		-6	-1		
M116 (M253)		-2	0		
M117 (M254)		-3	-1		
M40 (M278)		-13	-3		
M42 (M279)		-7	-2		
M70 (M275)	6	-4	-2	-2,0	-1,0
M145 (M280)		0	0		
M146 (M281)		0	0		
M109 (M274)		-4	-2		
M186 (M282)	9	-3	-1	-1,3	-1,0
M188 (M276)		0	0		
M140 (M191)		-1	0		
Durchschnitt alle 42 Probestellen				-4,3	-1,1

Die vor dem Zeitraum 1978/82 stattgefundenen Veränderungen lassen sich nur wesentlich ungenauer beurteilen. Geht man von der Analyse von Herr et al. (1989b) aus, der Daten aus 1946 und 1986 gegenüber stellt (jedoch keine Daten aus der Marsch), so haben im Zeitraum zwischen ca. 1946 und 1986 landesweit negative Veränderungen stattgefunden. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von Wiegleb et al. (1991) für die von den Veränderungen besonders betroffene Gattung der Laichkräuter (Potamogeton).

Auch für die Makrophytenvegetation der Marschgewässer ist von negativen Veränderungen in diesem Zeitraum auszugehen. Dabei ist weniger zu erwarten, dass sich die Makrophytenvegetation grundsätzlich verändert hat, sondern dass die dem "guten" bzw. "höchsten" ökologischen Potenzial zuzuordnenden Gewässerkörper deutlich häufiger waren. Dies ergibt sich auch klar aus den in Kap. 5 ausgewerteten historischen Angaben. Eine Reihe von Arten sind schon vor 1978/82 stark zurückgedrängt worden (siehe Kap. 5.2). Dabei müssen sie nicht aus dem Naturraum verschwunden sein, wie für einige Arten die Verbreitungskarten in Garve (1994) oder eine Stichprobe in angrenzenden Gräben (Beispiel in Tabelle 13 auf Seite 83) zeigen. Kleinere Marschgewässer, vor allem Gräben weisen teilweise eine artenreiche Makrophytenvegetation auf und können bei entsprechender Vernetzung auch zur (Wieder-)Besiedelung der hier behandelten größeren Marschgewässer beitragen.

Bei der Beurteilung der Entwicklung der Makrophytenvegetation der Marschgewässer und der Entwicklung von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL ist daher darauf zu achten, dass nicht nur einzelne Gewässerkörper sektoral betrachtet werden. Viele Marschgewässer der Typen 22.1 und 22.2 sind Teil zusammenhängender Systeme aus Gewässern unterschiedlicher Typen und unterliegende den daraus resultierenden Einflüssen.

9 Vorgehensweise bei Erhebung und Bewertung

Eine systematische Vorgehensweise nach einer einheitlichen Methodik ist unerlässlich, um die Fehlerquote zu minimieren. Die entsprechenden Regeln werden nachfolgend vorgestellt.

Die meisten Fehler werden bei der Erhebung der Naturdaten gemacht und sind nachträglich kaum zu korrigieren. Hauptfehler sind das Übersehen von Pflanzen und die falsche Ansprache der Arten. Unzutreffende Schätzwerte fallen dagegen weniger ins Gewicht. Eine rein visuelle Erfassung vom Ufer aus ist grundsätzlich unzureichend, da Makrophyten übersehen werden können und eine sichere Ansprache der Arten nicht gewährleistet ist. In der Regel sind Hilfsmittel wie eine Harke mit Teleskopstiel (Arbeitslänge ca. 2 bis 4 m, Abbildung 68) oder eine Wurfharke (sinnvoll bis ca. 15 m Seillänge einsetzbar) erforderlich, um Pflanzenproben aus dem Gewässer zu entnehmen. Das ebenfalls sinnvolle Begehen des Gewässers mit Wathose ist dem gegenüber oft zeitlich aufwändiger und kann zur Gefährdung der Bearbeiter führen. Tauchuntersuchungen sind in Marschgewässern in der Regel nicht sinnvoll und zur Erfassung entsprechend den Anforderungen der WRRL auch nicht erforderlich. Vor Ort lassen sich viele Makrophyten mit Hilfe eine Lupe (10-fache bis 15-fache Vergrößerung) ansprechen. Wichtig ist die Verwendung aktueller Bestimmungsliteratur und die Berücksichtigung von Verbreitungsangaben.



Abbildung 68: Probenahme mit Teleskopharke

Tabelle 55: Methodenblatt 1: Erhebung

Position	Festlegung	Hinweise
Untersuchungszeitraum	15. Juni – 15. September (optimal Juli)	sicherstellen, dass Untersuchung <u>vor</u> Unterhaltung erfolgt (Nachfrage/Absprache UHV erforderlich)
Wasserstand	nur bei Mittelwasser (oder Niedrigwasser)	Bei Hochwasser Erfassung stark erschwert und unzuverlässig
Witterung	Möglichst trocken und geringer Wind	Starker Regen bzw. Wind verhindern Sicht im Gewässer
Lage der Probestelle	möglichst oberhalb einer Brücke, ohne erkennbare Einleitungen und grundlegende Änderungen von Beschattung, Ausbauart, Fließgeschwindigkeit, ohne Strukturen wie Wehre, Pumpwerke, größere Einmündungen, möglichst keine Einschränkung der Zugänglichkeit	
Abmessung der Probestelle	gesamte Breite des Gewässers bei Gewässern bis 10 m, 100 m Länge	Reduktion bis auf 50 m Länge zulässig, wenn Strukturen dies vorgeben
Erhebung der Kopfdaten	siehe Bogen	alle Felder ausfüllen
Fotodokumentation	1 Foto Erhebungsbogen mit Kopfdaten, min. 2 Fotos Gewässer, ggfs. Nahaufnahmen (Polfilter!)	Aufnahme der Erhebungsbogens mit Kopfdaten sichert korrekte Zuordnung
Qualitative Erfassung aller Makrophyten ab Mittelwasserlinie	In Abhängigkeit von Sichttiefe visuelle Erfassung aller Makrophyten ab Mittelwasserlinie, Entnahme von Hand bzw. mit Harke mit Teleskopstiel, ggfs. Begehung in Wathose oder Arbeit vom Boot aus, Nutzung erhöhter Standorte wie Brücken Bestimmung vor Ort bei ausreichenden Kenntnissen, sonst Entnahme und Transport in Plastikbeutel, dann Bestimmung frisch oder herbarisiert, ggfs. Fotodokumentation, ggfs. Experten zu Rate ziehen	aktuelle Bestimmungsliteratur verwenden, Artenareale beachten, ungewöhnliche Funde prüfen (lassen) und Beleg aufbewahren
Quantitative Erfassung	Schätzung der Bedeckung nach Londo-Skala, Gesamtdeckung aller Makrophyten immer mit erfassen	Wenn Schätzung unmöglich (Trübung, Witterung), Artenliste anfertigen, Erhebung bei besseren Bedingungen durchführen

Tabelle 56: Methodenblatt 2: Auswertung

Position	Festlegung	Hinweise
Dateneingabe	Eingabe in EDV-Tabellenkalkulation in vorbereitetes Datenblatt	
Typisierung	Zuordnung der bearbeiteten Probestellen zu Subtypen anhand von Kartengrundlagen und Beschreibung der Subtypen bzw. Daten des NLWKN	
Bewertung	Ermittlung des ökologischen Potenzials	Plausibilitätskontrolle
Analyse	Vergleich mit historischen Daten	
Bericht	Darstellung der Ergebnisse in einem kommentierten Bericht.	Der Bericht soll weiter eine Beschreibung von Vorgehensweise, aufgetretenen Schwierigkeiten und deren Lösung enthalten.

Nach der Methode von Braun-Blanquet erhobene Vegetationsdaten können, wenn keine nach entsprechend den obigen Vorgaben erhobenen Daten vorliegen, ebenfalls in die Bewertung einbezogen werden. Hierbei werden die Schätzwerte nach Braun-Blanquet entsprechend Tabelle 1 auf Seite 14 in Londo-Wert umgerechnet. Wichtig ist, dass die Gesamtdeckung mit erfasst wurde. Dabei ergibt sich zwangsläufig eine Ungenauigkeit in der Bewertung, die vom Einzelfall abhängt und von dem Bearbeiter fachlich zu beurteilen ist.

10 Hinweise für Maßnahmen zur Erreichung der WRRL-Ziele

Die Anwendung des hier entwickelten Bewertungsverfahrens hat gezeigt, dass das gute ökologische Potenzial in den meisten der 2005 untersuchten Marschgewässer nicht erreicht wird. Die WRRL sieht für diesen Fall die Durchführung von Maßnahmen zur Erreichung des Zielzustandes vor. Diese Maßnahmen können erst nach einer umfangreicheren Analyse gezielt entwickelt und sollen dann in Bewirtschaftungsplänen definiert werden. Trotzdem lassen sich auch derzeit bereits eine Reihe von Hinweisen geben, wie bestimmte Defizite reduziert werden können. Grundsätzlich müssen die den Referenzbedingungen entsprechenden und damit erwünschten Makrophytenarten

- (a) die Möglichkeit haben, die entsprechende Gewässerstrecke zu erreichen,
- (b) eine geeignete Schutzstelle zum Keimen, Austreiben bzw. Anwachsen finden und
- (c) die Möglichkeit haben, sich in der entsprechende Gewässerstrecke dauerhaft zu etablieren.

Diese drei Bedingungen müssen zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials regelmäßig erfüllt sein.

Verbesserung der Durchgängigkeit und Vernetzung

Bedingung (a):

Eine Verbesserung der Durchgängigkeit ist für die Makrophyten wichtig, damit diese die entsprechende Gewässerstrecke erreichen können. Dabei ist eine Durchgängigkeit nur entgegen der Fließrichtung erforderlich. Der Eintrag von Samen, Rhizomen und Pflanzenteilen aus Gräben und anderen zuführenden Gewässern erfordert eine direkte Verbindung in Fließrichtung.

Reduzierung gewässerstruktureller Defizite

Bedingung (b) und Bedingung (c):

Gewässerstrukturelle Defizite zeigen sich vor allem in strukturarmen, steilen Ufern. Hier ist es – unabhängig von der Wasserqualität – für Makrophyten schwierig, geeignete Schutzstellen zum Keimen, Austreiben bzw. Anwachsen zu finden. Den Zielen der WRRL dienen Gewässer, die zum Ufer hin flacher werden, temporär nasse Bereiche aufweisen und weitere Strukturen wie unregelmäßige Uferlinien, Röhrichte und Bäume am Ufer aufweisen. Durch Maßnahmen wie

- Anlage von Uferrandstreifen
- Anlage von Nebengewässern
- Anlage von Uferabflachungen und Bermen
- Rückbau von Uferbefestigungen

ist die Reduzierung gewässerstruktureller Defizite möglich.

Weiter wird die Gewässerstruktur durch Art und Häufigkeit der Unterhaltung bestimmt. Die Notwendigkeit der Unterhaltung zur Sicherung der Vorflut wird berücksichtigt. Als vorteilhaft ist in der Regel der Einsatz eines Mähbootes anzusehen. Hierbei werden nur die im Wasserkörper wachsenden Pflanzenteile abgeschnitten und an geeigneter Stelle aus dem Gewässer entfernt. Die Freihaltung des gesamten Gewässerquerschnittes ist vielfach nicht erforderlich. Ebenso entfällt eine Entnahme von Rhizomen und sonstigen im Sediment wachsenden Pflanzenteilen, so dass die Makrophyten in ihrem Bestand wenig bis gar nicht beeinträchtigt werden.

Reduzierung hydraulischer Defizite

Bedingung (b) und Bedingung (c):

Für Makrophyten relevante hydraulischer Defizite bestehen in hohen bzw. stark wechselnden Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten. Diese zeigen sich vor allem in den nicht grundwassergespeisten, geestfernen Marschgewässern. Geeignete Maßnahmen bestehen in der Optimierung des Managements von Sielen und Schöpfwerken.

Verbesserung der Wasserqualität

Bedingung (c):

Eine Verbesserung der Wasserqualität kann zunächst durch Reduzierung der Einträge durch Direkteinleiter bewirkt werden. Die Reduzierung der diffusen Einträge ist über eine Nutzungssteuerung im Einzugsgebiet möglich. In Geestnähe können Nährstofffrachten aus mineralisierenden Mooren die Wasserqualität beeinträchtigen.

Ein dem Subtyp des Marschgewässers angemessener Makrophytenbestand dient der Verbesserung der Wasserqualität. Durch Makrophytenwuchs werden Nährstoffe festgelegt und können durch geeignete Unterhaltung aus dem Gewässer entfernt werden. Die Unterhaltung soll so erfolgen, dass nicht die gesamten Makrophyten entfernt werden. Damit wird die Wasserqualität auch durch Art und Häufigkeit der Unterhaltung bestimmt.

Die Konzeption solcher und weiterer Maßnahmen muss spezifisch für jedes Gewässer auf der Grundlage einer Defizitanalyse in Abstimmung mit allen Akteuren und unter Beachtung von Kosten-Nutzen-Relationen erfolgen. Weiter ist zu beachten, dass vor der Durchführung der Maßnahmen die Auswirkungen auf alle Qualitätskomponenten zu prüfen sind.

Erfolgskontrolle – Monitoring

Maßnahmen zur Erreichung der WRRL-Ziele sind durch geeignete Erfolgskontrollen zu begleiten. Erfolgskontrollen müssen auf Dauer und regelmäßig erfolgen.

11 Quellen

- Alpers, F. 1875a. Verzeichnis der Gefäßpflanzen der Landdrostei Stade mit Einschluss des bremischen und oldenburgischen Gebietes am rechten Weserufer und des hamburgischen Amtes Ritzebüttel.
- Alpers, F. 1875b. Beiträge zur Flora der Herzogthümer Bremen und Verden, unter besonderer Berücksichtigung der Umgegend von Stade. Abh. Naturwiss. Verein Bremen 4: 337-381.
- Alpers, F. 1886. Zur Flora des Regierungsbezirkes Stade. Abh. Naturwiss. Verein Bremen 9: 289-292.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2005. Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. Informationsberichte Heft 1/05
- Behre, K.-E. 1979. Zur Rekonstruktion ehemaliger Pflanzengesellschaften an der deutschen Nordseeküste. In: O. Wilmanns u. R. Tüxen (Hrsg.), Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. 181-214. Vaduz.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Springer Verlag, Wien.
- Bruх, H. 2006. Unveröffentlichte Daten zur Makrophytenvegetation niedersächsischer Fließgewässer 1983 – 2006.
- Bruх, H., Herr, W., Todeskino, D., Wiegleb, G. 1988. A study on floristic structure and dynamics of communities with *Potamogeton alpinus* Balbis in water bodies in the northern parts of the Federal Republic of Germany. Aquat. Bot. 32: 23-44.
- Buchenau, F. 1927. Flora von Bremen und Oldenburg. 9. veränderte und verbesserte Aufl., G. Winters Buchhandlung, Bremen: 372pp.
- Casper, S.J., Krausch, H.-D. 1980. Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil: Lycopodiaceae bis Orchidaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23. Begründet von A. Pascher, Herausgegeben von H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig. VEB G. Fischer Verlag, p1-403.
- Casper, S.J., Krausch, H.-D. 1981. Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil: Saururaceae bis Asteraceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 24. Begründet von A. Pascher, Herausgegeben von H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig. VEB G. Fischer Verlag, p410-942.
- COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION: WASSERBESCHAFFENHEIT (2001): Richtlinie für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Entwurf prEN 14184, Brüssel, 12 S.
- Dahl, H.J., Hullen, M., Herr, W., Todeskino, D. & Wiegleb, G. 1989. Beiträge zum Fließgewässerschutz in Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 18: 284pp.
- Dieken, J.v. 1970. Beiträge zur Flora Nordwestdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung Ostfrieslands. C.L. Mettcker & Söhne, Jever: 284pp.
- Dierßen, K. 1996. Vegetation Nordeuropas, Ulmer, Stuttgart: 838 S.
- Dörr, R.-D, Schmalholz, M. 2002. Die rechtlichen Grundlagen der Ausnahmen und Spielräume. – In: von Keitz, S & Schmalholz, M. (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Erich Schmidt Verlag, Berlin, S, S. 51-86.
- Feder, J. & Schäfer, B. 2003. Flora des Landkreises Wittmund – Die wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Wittmund sowie seiner Inseln Langeoog und Spiekeroog. Heimatverein „Altes Amt Friedeburg e.V.“: 142pp.
- Focke, W.O. 1886. Zur Flora von Bremen. Abh. Naturwiss. Verein Bremen 9: 114.
- Garms, R. 1961. Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbeestuars. Arch. Hydrobiol. Supl. 26: 334-462.
- Garniel, A. 2000. Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins. Teil C Gräben. I.A. d. LANU Schleswig-Holstein. 186pp. Kiel.

- Garve, E. 2004. Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen Heft 1/04, 76 S.
- Geldmacher, M., Haase, I. & Söhle, G. 1990.. Kartierung der Gewässer 2. Ordnung im Landkreis Cuxhaven.
- gr. Beilage, H. 2000. Die historische Entwicklung der Gewässerunterhaltung im Osnabrücker Land. Unterhaltungsverbände Nr. 93 "Obere Bever" und Nr. 96 "Obere Hase": Gewässerunterhaltung im Osnabrücker Land. <http://www.uhv96.de/>, Zugriff vom 7.6.2006.
- Haeupler, H. & P. Schönfelder (Hrsg.) - 1989 - Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. Stuttgart. 768 S.
- Herr, W. 2004. Verbreitungskarten Makrophyten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Unveröffentlicht.
- Herr, W., Todeskino, D., Wiegleb, G. 1989a. Veränderungen von Flora und Vegetation von ausgewählten Fließgewässern Niedersachsens nach 40 Jahren (1946/1986). Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 18: 121-144
- Herr, W., Todeskino, D., Wiegleb, G. 1989b. Übersicht über Flora und Vegetation der niedersächsischen Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 18: 145-283.
- IBL Umweltplanung 1988 (Bearb. H. Brux). Landschaftsökologische Untersuchung und Bewertung von Marschgräben im Gebiet des Entwässerungsverbandes Butjadingen, Lkr. Wesermarsch. Auftraggeber: Entwässerungsverband Butjadingen (UHV 91).
- IBL Umweltplanung 2004 (Bearb. W. Herr). Kritische Würdigung des Phylib-Verfahrens zur Umsetzung der EU-WRRL in Fließgewässern des norddeutschen Flachlandes. Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- Kaiser, T., Zacharias, D. 2003. PNV-Karten für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50 – Arbeitshilfe zur Erstellung aktueller Karten der heutigen potenziell natürlichen Vegetation anhand der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000. Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 23(1): 2-60.
- Kohler, A. & S. Schneider 2003. Macrophytes as bioindicators. – Large Rivers Vol. 14, No. 1-2, Arch. Hydrobiol. Suppl. 147/1-2, 17 – 31.
- Kohler, A. & U. Veit (2003): Makrophyten als biologische Qualitätskomponente bei der Fließgewässer-Beurteilung. Anmerkungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie – Naturschutz und Landschaftsplanung, 12: 357 – 363.
- Kohler, A. 1978. Methode der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbio-topen. Landschaft und Stadt 10: 73-85.
- Körper-Grohne U., 1967. Geobotanische Untersuchungen auf der Feddersen Wierde. – In: Haarnagel, W. (Hrsg.): Feddersen Wierde: die Ergebnisse der Ausgrabung der vorgeschichtlichen Wurt Feddersen Wierde bei Bremerhaven in den Jahren 1955 bis 1963, Band I, Textband. Römisch-Germanische Kommission des Deutschen Archäologischen Instituts zu Frankfurt a. M. Wiesbaden: Steiner, 357 S. und Tafeln.
- Krause, W. Charales (Charophyceae) 1997. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 18. Begründet von A. Pascher, Herausgegeben von H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig, D. Mollenhauer. G. Fischer Verlag, Jena u.a., 202pp.
- Kuhbier, H. 2006. Botanischer Arbeitskreis im Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen 1962-1983. Vegetationsaufnahmen. Schriftl. Mitteilung vom 21.03.2006 durch Herrn Kuhbier.
- Landkreis Cuxhaven – Untere Naturschutzbehörde 1987-1992. Gewässerkataster. Cuxhaven.
- Levin S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. Ecology, Vol. 73, No. 6 (Dec., 1992) , pp. 1943-1967.
- Londo, G. 1975. Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: Tüxen, R. (ed.): Sukzessionsforschung, p. 613-618, Vaduz

- Londo, G. 1984. 6. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. - In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods and taxon analysis in vegetation science, p. 45-50.
- Meyer, E. 1987. Der Einfluß einer mechanischen Entkrautungsmaßnahme auf Hydrographie, Chemie und Makrozoobenthon eines Entwässerungsgrabens. *Wasser + Boden* 2: 75-81.
- Midcc o.J. Manual Methodology for running water Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in the River Danube, in Water Bodies of the Fluvial Corridor, and in its Tributaries. © Institute of Ecology and Conservation Biology, University of Vienna, Althanstrasse 14, 1090 Vienna, Austria. Multifunctional Integrated Study Danube Corridor and Catchment. www.midcc.at, Zugriff vom 26.01.2005.
- Müller, F. 1886. Beiträge zur oldenburgischen Flora. *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* 9: 103-113.
- Müller, K. 1953. Der Einfluß der Flößereiregulierungen auf den qualitativen und quantitativen Bestand der Bodenfauna. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 34: 90-121.
- NLWK Aurich 2000. Reproduktion des Gewässergütebericht 1994, ergänzt mit Gewässergütekarte 1995, Gewässergütekarte 2000, Strukturgütekarte 2000, Karte d. bes. Gewässer 1995. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C18134661_L20.pdf.
- Pedersen, A. 1976. Najadajeernes, Potamogetonaceernes, Ruppiaceernes, Zannichelliaceernes og Zosteraceernes udbredelse i Danmark. *Botanisk Tidsskrift* 70(4): 203-262.
- Preisung, E., Vahle, H.-C., Brandes, D., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H.E. 1990. Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. *Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers* - In: *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 20/847-161.
- Regioplan 1991. Umweltverträglichkeitsstudie Dunum – Neuregelung des Hochwasserschutzes in der Sielacht Esens. Im Auftrag der Sielacht Esens. Polykopia, Aurich: 158pp.
- Reinhardt, W. 2003. Die Entwicklung der Wasserläufe im Gebiet zwischen Maade und Jadebusen seit dem Mittelalter und ihr Zusammenhang mit dem Deichbau. *Oldenburger Jahrbuch* 103: 9-30.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Förster, J. 2004. Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. (Januar 2004). I.A. d. BMBF u.d. LAWA. 635pp.
- Schneider, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 S.
- Schütz, W.; Veit, U.; Sipos, V.; Falusi, E.; Pall, K.; Kohler, A. & R. Böcker 2005. Die Makrophyten-Vegetation der Donau in Baden-Württemberg. Ein qualitativer und quantitativer Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und zur Biodiversität. – *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Beiheft 20, 166 S.
- Schwieger, F. 2002. Wasserpflanzen in Fließgewässern des niedersächsischen Elbegebietes. Darstellung und Auswertung floristischer Befunde. September 2002. NLWK-Schriftenreihe Band 6. . Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz - Betriebsstelle Lüneburg. 75pp.
- Sielacht Wangerland 1998. Gestern und heute. C.L. Mettcker & Söhne, Jever, 246 S.
- Stiller, G. 2005. Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.
- Strutz, H. 1997. Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen und Unterhaltungsrahmenplan für die Verbandsgewässer 2. Ordnung der Ammerländer Wasseracht. Im Auftrag des Wasser- und Bodenverbandes Ammerländer Wasseracht. Oldenburg: 16pp + Anhang.
- Tüxen, R., Preisung, E. 1942. Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. *Deutsche Wasserwirtschaft* 3710-17, 57-69.

- Tüxen, R. 1972. Kritische Bemerkungen zur Interpretation pflanzensoziologischer Tabellen. Grundfragen und Methoden der Pflanzensoziologie. Bericht über das internationale Symposium der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde 1970 in Rinteln: 186-182. Den Haag.
- Unterhaltungsverband Hadeln 1996. Unterhaltungsrahmenplan für den Unterhaltungsverband Hadeln. Otterndorf.
- Unterhaltungsverband Land Wursten 2000-2005. Räumprogramm.
- Unterhaltungsverband Untere Oste 2000-2005. Räumprogramm.
- Unterhaltungsverband Untere Oste. Unterhaltungsrahmenplan.
- Unterhaltungsverband Osterstade Süd 1990. Unterhaltungsrahmenplan.
- Vahle, H.-C. 1990. Armeleuchteralgen (Characeae) in Niedersachsen und Bremen. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 10(5): 85-130.
- Wagner, U. 1999. Seltene Gefäßpflanzen der nordwestdeutschen Tiefebene: Eine Auswertung historischer Fundortskarten. Abh. Naturwiss. Verein Bremen 44/2-3: 437-454.
- Weber-Oldecop, D.W. 1969. Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen.
- Wessel, A.W. 1858. Flora Ostfrieslands. Eine Anleitung zur leichten und sicheren Betsimmung der in Ostfriesland wild wachsenden, so wie der in Gärten und Feldern häufiger gebauten Gefäßpflanzen. C.O. Seyde, Aurich 291pp.
- Weyer, K. van de 2001. Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Merkblätter Nr. 30, 108 S.
- Weyer, K. van de 2003. Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA-Merkblätter Bd.-Nr. 39.
- Wiegleb, G. 1982b. Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an kleinen Fließgewässern in West-Niedersachsen. Habilitationsschrift im Fach Botanik, Fachbereich 7 Biologie, Universität Oldenburg: 242pp.
- Wiegleb, G., Herr, W. 1982a. Übersicht über die Flora und Vegetation der Niedersächsischen Fließgewässer und deren Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. Im Auftrag des Nds. Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde für Naturschutz. Mskr. 3 Bde. Oldenburg.
- Wiegleb, G., Herr, W., Todeskino, D. 1989. Ten years of vegetation dynamics in selected rivers in north west Germany. Vegetatio 82: 163-178.
- Wiegleb, G., Brux, H. & Herr, W. 1991. Human impact on the ecological performance of Potamogeton species in northwestern Germany. Vegetatio 97: 161-172.

	Projekt-Nr.: 655	Kurztitel: WRRL-Bewertung Marschgewässer	Bearbeitet: H. Brux, T. Imsande, A. Freund	Datum: 26.09.2006	Geprüft: 
---	------------------	--	---	----------------------	---

13 Anhang

Tabelle 57: Übersichtstabelle Probestellen 2005

Lfd. Nr.	Wk_id	Name_wk	Anzahl Probestellen 2005	Wkg_id	Typ	Kommentar	Name_wkg
1	26029	Schiffsbalje	1	26004	14		Sand- und kiesgeprägte Gewässer von Oldenburger u. Ostfriesischer Geest
2	26030	Friedeburger Tief	1	26004	14	Starker Grundwassereinfluss	Sand- und kiesgeprägte Gewässer von Oldenburger u. Ostfriesischer Geest
3	26114	Ender Tief	1	26004	14		Sand- und kiesgeprägte Gewässer von Oldenburger u. Ostfriesischer Geest
4	6019	Abelitz / Abelitz Moordorffkanal	8	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
5	31036	Altenbrucher Kanal Mittel u. Unterlauf	2	31008	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss	Altenbrucher Kanal und Landwehrkanal
6	6025	Altes / Neues Greetsieler Sieltief	7	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
7	26089	Aschwardener Flutgraben	2	26009	22.1	Siel/Schöpfwerk	Südliche Marschgewässer östlich der Weser
8	30061	Aue (Oste)	3	30011	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss	Nebengewässer Oste-Unterlauf, links
9	30052	Basbecker Schleusenfleth mit Hackemühlener Bach Unterlauf	4	30009	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss	Nebengewässer Oste-Unterlauf, links
10	26026	Braker Sieltief / Popkenhöger Tief	3	26006	22.1	nicht Tideoffen	Weserzuflüsse der mittleren Wesermarsch
11	30057	Brucher Schleusenfleth	3	30010	22.1		Nebengewässer Oste-Unterlauf, rechts
12	26001	Crildumer- / Mühlentief	5	26001	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer Wangerland
13	26107	Doorgraben (rechts + links d. M. Kanals)	1	26008	22.1	nicht Tideoffen	Weserzuflüsse der südlichen Wesermarsch
14	6011	Dornumersieler Tief	10	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
15	26004	Ellenserdammer Tief + NG / Marsch	12	26003	22.1	nicht Tideoffen	Zuflüsse des Jadebusens - Marschgewässer
16	31033	Emmelke Mittel- und Unterlauf	3	31007	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss me	Medem, Emmelke, Wilster
17	26021	Fedderwarder Sieltief + NG	1	26005	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer der nördlichen Wesermarsch
18	31006	Freiburger Schleusenfleth Oberlauf (tidefrei)	4	31002	22.1		Künstliche Gewässer der Marschen ohne Tideeinfluss (rechts der Oste)
19	6005	Harle / Abenser Leide	15	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
20	26110	Hinnebecker Fleth (Unterlauf)	1	26007	22.1	Siel	Tide-Weser oberhalb Brake
21	26098	Hohens Tief / Poggenb. Leide + NG	2	26001	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer Wangerland
22	26097	Hooksieler Tief + NG	2	26001	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer Wangerland
23	26105	Hörsper Ollen	1	26008	22.1	nicht Tideoffen	Weserzuflüsse der südlichen Wesermarsch
24	26099	Horumer- / Grimmenser Tief + NG	2	26001	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer Wangerland
25	30050	Ihlbecker Kanal	1	30009	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss	Nebengewässer Oste-Unterlauf, links
26	26006	Jade	5	26003	22.1	nicht Tideoffen	Zuflüsse des Jadebusens - Marschgewässer
27	26027	Käseburger Sieltief + NG	8	26006	22.1	nicht Tideoffen	Weserzuflüsse der mittleren Wesermarsch
28	6024	Knockster Tief Unterlauf	2	6003	22.1		Gewässer der Marschen
29	29029	Landwettern	2	29005	22.1	Grenzbereich Moor/Marsch	Marschengewässer
30	29033	Lühe-Aue Unterlauf	2	29004	22.1	HMWB:Tidebeein. Schifffahr	Este, Lühe, Schwinge (tidebeeinflusste Abschnitte)
31	26002	Maade / Upjeversches Tief	5	26001	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer Wangerland
32	31029	Medem	1	31007	22.1	HMWB:kein Tideeinfluss	Medem, Emmelke, Wilster
33	26081	Misselwarder Wasserlöse	3	26011	22.1		Nördliche Marschgewässer östlich der Weser
34	25029	Mooriemer Kanal	2	25002	22.1		Marschgewässer
35	29036	Mühlenbach Unterlauf	2	29005	22.1	HMWB:Struktur > V > 70%	Marschengewässer

Hinweis: Modellgewässer grau hinterlegt. Quelle: NLWKN Brake-Oldenburg 2005

Anhang: Übersichtstabelle Probestellen (Fortsetzung)

Lfd. Nr.	Wk_id	Name_wk	Anzahl Probestellen 2005	Wkg_id	Typ	Kommentar	Name_wkg
36	25036	Neuenhutorfer Sieltief	3	25002	22.1		Marschgewässer
37	6007	Neuharlinger Sieltief	10	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
38	26101	Neustädter- / Gödenser Tief	1	26003	22.1	nicht Tideoffen	Zuflüsse des Jadebusens - Marschgewässer
39	6014	Norder Tief	6	6003	22.1	Marschgewaesser	Gewässer der Marschen
40	26019	Schweiburger Sieltief	2	26003	22.1	nicht Tideoffen	Zuflüsse des Jadebusens - Marschgewässer
41	26088	Spiekaer Wasserlöse und Nördl. Grauwallgraben	3	26011	22.1		Nördliche Marschgewässer östlich der Weser
42	26100	Steinhauser Tief + NG / Marsch	1	26003	22.1	nicht Tideoffen	Zuflüsse des Jadebusens - Marschgewässer
43	26025	Strohauser Sieltief + NG	4	26005	22.1	nicht Tideoffen	Marschgewässer der nördlichen Wesermarsch
44	30068	Südlicher Sielgraben	4	30010	22.1		Nebengewässer Oste-Unterlauf, rechts
45	31005	Wischhafener Schleusenfleth	4	31002	22.1	Gütebewert. wie Marschgew	Künstliche Gewässer der Marschen ohne Tideeinfluss (rechts der Oste)
46	31004	Wischhafener Süderelbe	2	31001	22.1	nicht AWB:ehem. Elbeneben	Tideoffene Gewässer der Marschen (rechts der Oste)
47	26040	Drepte Unterlauf	3	26011	22.1		Nördliche Marschgewässer östlich der Weser
48	29026	Este (Buxtehude-Cranz)	1	29004	22.2	HMWB:Tidebeein. Schifffahr	Este, Lühe, Schwinge (tidebeeinflusste Abschnitte)

Hinweis: Modellgewässer grau hinterlegt. Quelle: NLWKN Brake-Oldenburg 2005

Anfragen Makrophytendaten und Gewässerunterhaltung

Insgesamt wurden 42 Unterhaltungsverbände und 11 Landkreise bzw. kreisfreie Städte mit der Bitte um Informationen über vorhandene Daten zu Makrophyten sowie zur Unterhaltung der Gewässer angeschrieben (Tabelle 58). Von 12 Verbänden sind zum Teil erst auf nochmalige telefonische Nachfrage Informationen zur Unterhaltung der Gewässer eingegangen. Informationen über vorhandene Daten zu Makrophyten wurden nur von einem Verband mitgeteilt.

Die Landkreise haben zum Teil umfangreichere Informationen zur Datenlage vor allem die Makrophyten betreffend zur Einsichtnahme zur Verfügung gestellt. Allerdings waren viele dieser Angaben hier nicht auswertbar, da eine Zuordnung von Makrophytendaten zu Marschgewässern nicht möglich war. Zur Gewässerunterhaltung liegen vielen Naturschutzämtern keine Unterlagen vor, so dass nur vom Landkreis Cuxhaven viele Detailinformationen genutzt werden können. Die Anfragen und Rückläufe sind in einer Tabelle dokumentiert.

Tabelle 58: Anfragen Makrophytendaten und Gewässerunterhaltung

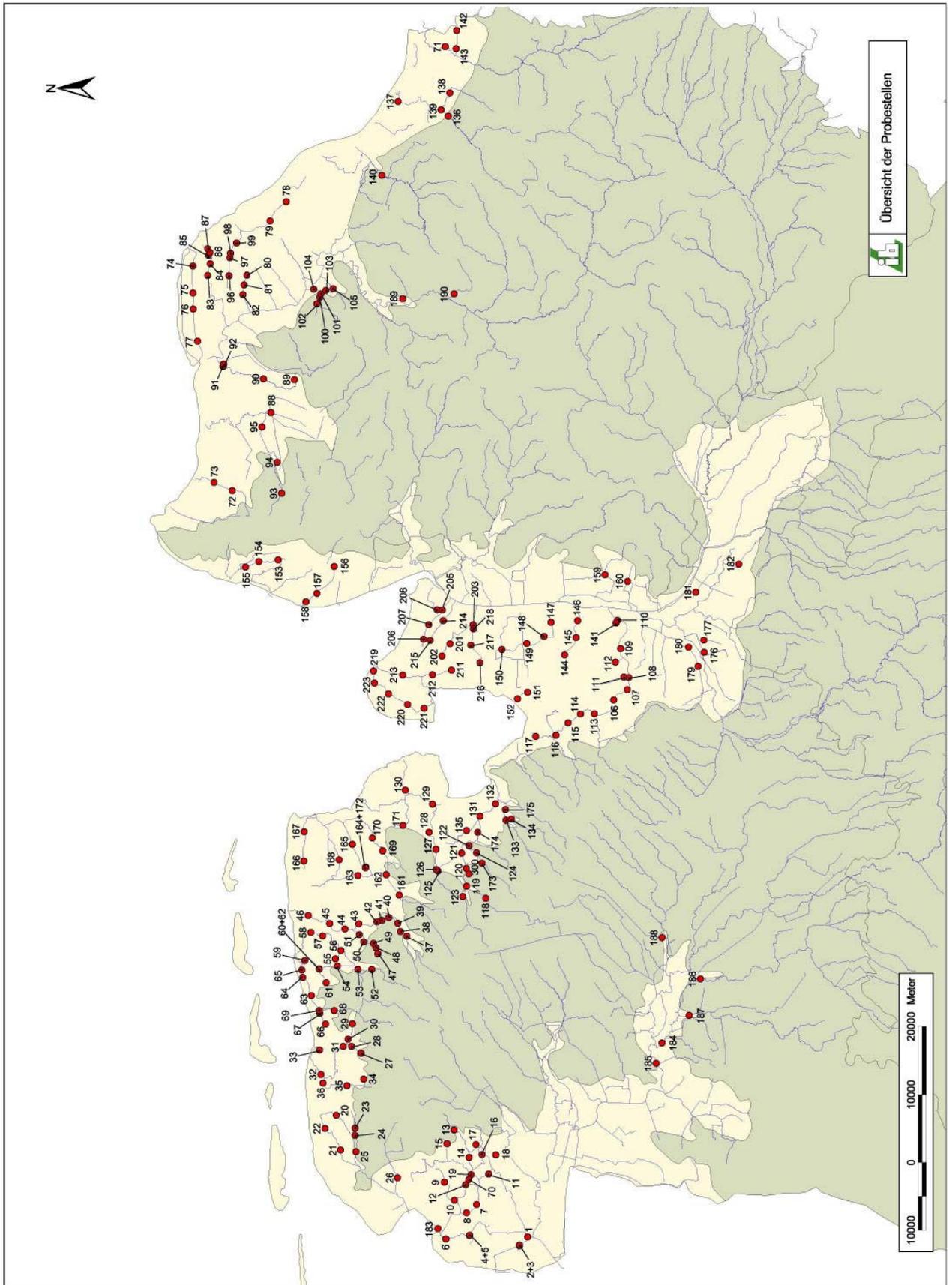


Abbildung 69: Übersicht Probestellen

Gliederung

1	Anlass und Aufgabenstellung	1
2	Ablauf der Arbeiten	1
3	Früherer Zustand der Makrophytenflora	3
3.1	Ausgangsvoraussetzungen	3
3.2	Prähistorische Daten aus paläobotanischen Arbeiten	5
3.3	Historische Daten aus Kartierungen und Floren	6
3.4	Daten zur Gewässerunterhaltung	7
4	Aktuelle Daten zur Makrophytenvegetation	8
4.1	Auswahl der Probestellen	8
4.2	Vegetationskundliche Methoden	9
4.2.1	Herleitung	9
4.2.2	Methodik der Vegetationsaufnahmen	12
5	Ergebnisse des früheren Gewässerzustands	15
5.1	Datenbasis	15
5.2	Ergebnisse	16
6	Ergebnisse der Untersuchung der rezenten Makrophytenvegetation in Marschgewässern Niedersachsens	20
6.1	Verbreitung von Makrophytenarten	20
6.1.1	Übersicht	20
6.1.2	Seerosenartige Schwimmblattpflanzen (Nymphaeiden)	23
6.1.3	Großlaichkräuter (Magnopotamiden)	26
6.1.4	Kleinlaichkräuter (Parvopotamiden)	30
6.1.5	Vallisneriden	40
6.1.6	Armleuchteralgen-artige (Chariden)	50
6.1.7	Großgräserartige (Magnograminoiden)	51
6.2	Aktuelle Verbreitung von Vegetationstypen	52
6.3	Standörtlicher Bezug der Vegetation	57
6.3.1	Lage in Bezug zur Geest	57
6.3.2	Lage zu Polderflächen	59
6.3.3	Gewässergröße/-breite	60
6.3.4	Elektrische Leitfähigkeit (ELF)	62
6.3.5	Fazit	63
7	Entwicklung des Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL	64
7.1	Vorgehensweise	64

7.2	Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie	65
7.3	„Künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer nach WRRL	66
7.4	Differenzierung der Typen 22.1 und 22.2 anhand abiotischer Faktoren	67
7.5	Differenzierung der Typen 22.1 und 22.2 anhand der Makrophytenvegetation	71
7.5.1	Klassifikation der Makrophytenvegetation	71
7.5.2	Wahl der räumlichen und zeitlichen Randbedingungen für die Datenerhebung	72
7.5.3	Klassifikation der Makrophytenvegetation	76
7.6	Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ und des „sehr guten Zustandes“ anhand der Makrophytenvegetation	77
7.6.1	Potenzielle natürliche Vegetation	77
7.6.2	Referenzbedingungen und Umweltqualitätsnormen	79
7.6.3	Veränderungen der für Makrophyten relevanten Habitatfaktoren	83
7.6.4	Ableitung von Subtypen - Entwicklung der Referenzbedingungen	86
7.6.5	Subtyp 1 - schmale mittelbreite geestnahe Marschgewässer	89
7.6.6	Subtyp 2 - schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer, Torfsediment	91
7.6.7	Subtyp 3 - schmale – mittelbreite geestferne Marschgewässer	93
7.6.8	Subtyp 4 - schmale – mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen	95
7.6.9	Subtyp 5 - breite geestnahe Marschgewässer	97
7.6.10	Subtyp 6 - breite geestferne Marschgewässer	99
7.6.11	Subtyp 7 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität	101
7.6.12	Subtyp 8 - tidebeeinflusste Marschgewässer	103
7.6.12	Subtyp 9 - stark tidebeeinflusste Marschgewässer	105
7.6.13	Bewertungsregeln	107
8	Dynamik und Konstanz der Makrophytenvegetation	113
8.1	Modellstrecken	113
8.1.1	Wischhafener Schleusenfleth	113
8.1.2	Hackemühler Bach	115
8.1.3	Harle / Wittmunder Tief	118
8.1.4	Käseburger Sieltief	120
8.2	Vergleich mit älteren Daten zu Flora und Vegetation	122
8.3	Zusammenfassende Beurteilung der Entwicklung der Makrophytenvegetation der Marschgewässer	160

9	Vorgehensweise bei Erhebung und Bewertung	165
10	Hinweise für Maßnahmen zur Erreichung der WRRL-Ziele	168
11	Quellen	170
13	Anhang	174

Abbildungen

Abbildung 1:	Untersuchungsgebiet und -prioritäten.....	2
Abbildung 2:	Untersuchte Probestellen 2005 (inkl. Modelstrecken)	3
Abbildung 3:	Entwicklung der Biomasse und Deckung von <i>P. lucens</i>	12
Abbildung 4:	Lage der Probestellen (Erhebung 2005).....	21
Abbildung 5:	Lage der Probestellen (Erhebungen 1978-1988).....	21
Abbildung 6:	Gelbe Teichrose (<i>Nuphar lutea</i>).....	23
Abbildung 7:	Froschbiss (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>).....	24
Abbildung 8:	Schwimmendes Laichkraut (<i>Potamogeton natans</i>)	25
Abbildung 9:	Alpen-Laichkraut (<i>Potamogeton alpinus</i>).....	26
Abbildung 10:	Glänzendes Laichkraut (<i>Potamogeton lucens</i>)	27
Abbildung 11:	Knöterich-Laichkraut (<i>Potamogeton polygonifolius</i>)	28
Abbildung 12:	Spitzblättriges Laichkraut (<i>Potamogeton acutifolius</i>)	30
Abbildung 13:	Berchtold-Zwerg-Laichkraut (<i>Potamogeton berchtoldii</i>).....	31
Abbildung 14:	Flachstängeliges Laichkraut (<i>Potamogeton compressus</i>)	32
Abbildung 15:	Krauses Laichkraut (<i>Potamogeton crispus</i>).....	33
Abbildung 16:	Stumpfblättriges Laichkraut (<i>Potamogeton obtusifolius</i>).....	34
Abbildung 17:	Kamm-Laichkraut (<i>Potamogeton pectinatus</i>).....	35
Abbildung 18:	<i>Potamogeton pectinatus</i> in Niedersachsen (aus Herr 2004)	36
Abbildung 19:	Zwerg-Laichkraut (<i>Potamogeton pusillus</i>)	37
Abbildung 20:	Haarförmiges Laichkraut (<i>Potamogeton trichoides</i>).....	38
Abbildung 21:	Teichfaden (<i>Zannichellia palustris</i>)	39
Abbildung 22:	Pfeilkraut (<i>Sagittaria sagittifolia</i>)	40
Abbildung 23:	Einfacher Igelkolben (<i>Sparganium emersum</i>).....	41
Abbildung 24:	Sumpf-Wasserstern (<i>Callitriche palustris</i> agg.).....	42
Abbildung 25:	Kanadische/Nutalls Wasserpest (<i>Elodea canadensis</i> , <i>E. nuttallii</i>)...	43
Abbildung 26:	Ähriges Tausendblatt (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	44
Abbildung 27:	Spreizender Wasserhahnenfuß (<i>Ranunculus circinatus</i>).....	45

Abbildung 28:	Schild-Wasserhahnenfuß (<i>Ranunculus peltatus</i>).....	46
Abbildung 29:	Gewöhnlicher Wasserschlauch (<i>Utricularia vulgaris</i> agg.).....	47
Abbildung 30:	Krebsschere (<i>Stratiotes aloides</i>).....	48
Abbildung 31:	Wasser-Knöterich (<i>Persicaria amphibia</i>)	49
Abbildung 32:	Biegsame Glanzleuchteralge (<i>Nitella flexilis</i>).....	50
Abbildung 33:	Gewöhnliches Schilf (<i>Phragmites australis</i>).....	51
Abbildung 34:	Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation	52
Abbildung 35:	Verbreitung Batrachiden-reicher Vegetation.....	54
Abbildung 36:	Verbreitung Nymphaeiden-reicher Vegetation.....	55
Abbildung 37:	Verbreitung Pleustophyten-reicher Vegetation	56
Abbildung 38:	Entfernung der Probestellen zu Geest und Küste vs. Artenzahl Hydrophyten	57
Abbildung 39:	Entfernung der Probestellen zu Geest vs. Deckung Hydrophyten...	58
Abbildung 40:	Drainierte Flächen im Landkreis Stade.....	60
Abbildung 41:	Gewässerbreite vs. Deckung Hydrophyten.....	61
Abbildung 42:	Gewässerbreiten aller Probestellen	61
Abbildung 43:	ELF vs. Artenzahl Hydrophyten (ohne <i>Pep./P. pect</i>)	62
Abbildung 44:	Ablauf Entwicklung Bewertungsverfahren	64
Abbildung 45:	Naturräumlicher Bezug	69
Abbildung 46:	Vegetationsentwicklung in einem Marschgraben.....	73
Abbildung 47:	Monatliche Vegetationsentwicklung, marschähnliches Gewässer...	74
Abbildung 48:	Vegetationsentwicklung über 20 Jahre, marschähnliches Gewässer 74	
Abbildung 49:	Übersicht Vegetationstypen der Marschgewässer.....	76
Abbildung 50:	Subtypen der Gewässertyps 22.1 und 22.2.....	88
Abbildung 51:	Bewertung ökol. Potenzial geestnahe Marschgewässer (ST 1, 2, 5), Erhebung 2005.....	111
Abbildung 52:	Bewertung ökol. Potenzial geestnahe Marschgewässer (Subtypen 1, 2, 5), Erhebung 1978-1982.....	111
Abbildung 53:	Bewertung ökol. Potenzial sonstige Marschgewässer (Subtypen 3, 4, 6, 7, 8, 9), Erhebung 2005.....	112
Abbildung 54:	Bewertung ökol. Potenzial sonstige Marschgewässer (Subtypen 3, 4, 6, 7, 8, 9), Erhebung 1978-1982.....	112
Abbildung 55:	Wischhafener Schleusenfleth (M98).....	113

Abbildung 56: Wischhafener Schleusenfleth (M99): Massenbestand des Kamm-Laichkrauts (<i>Potamogeton pectinatus</i>).....	114
Abbildung 57: Wischhafener Schleusenfleth (M98): Krauses Laichkraut (<i>Potamogeton crispus</i>) und Kamm-Laichkraut (<i>P. pectinatus</i>).....	114
Abbildung 58: Untersuchungsstrecke Hackemühler Bach (M101)	116
Abbildung 59: Untersuchungsstrecke Hackemühler Bach (M100), Bestand mit Spitzblättrigem Laichkraut (<i>Potamogeton acutifolius</i>)	116
Abbildung 60: Harle / Wittmunder Tief	118
Abbildung 61: Käseburger Sieltief (Oberlauf)	120
Abbildung 62: Käseburger Sieltief (Unterlauf).....	120
Abbildung 63: Aue, Probestelle M89.....	127
Abbildung 64: Ausschnitt Probestelle M113 (Jade)	138
Abbildung 65: probestelle Upjeversches Tief M127.....	156
Abbildung 66: Upjeversches Tief M127, <i>Potamogeton alpinus</i> (rechts) und <i>Potamogeton pectinatus</i> (links im Bild)	156
Abbildung 67: Wertänderungen ökologisches Potenzial.....	161
Abbildung 68: Probenahme mit Teleskopharke	165
Abbildung 69: Übersicht Probestellen.....	183

Tabellen

Tabelle 1: Schätzskaleten für Vegetationsaufnahmen.....	14
Tabelle 2: Übersicht über ausgewertete Daten Dritter	15
Tabelle 3: Übersicht historische Verbreitungsangaben (Teil 1)	18
Tabelle 4: Übersicht historische Verbreitungsangaben (Teil 2)	19
Tabelle 5: Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation.....	53
Tabelle 6: Verbreitung hydrophytenreicher Vegetation.....	53
Tabelle 7: Entfernung (Luftlinie) Probestellen-Geest vs. Artenzahl bzw. Gesamtdeckung Hydrophyten.....	58
Tabelle 8: Entfernung Probestellen-Geest (Gewässerstrecke) vs. Artenzahl Hydrophyten	59
Tabelle 9: Probestellen in Polderflächen	59
Tabelle 10: Gewässerbrelte vs. Deckung Hydrophyten.....	60
Tabelle 11: Reaktion von Makrophytenzönosen auf anthropogene Störungen	78
Tabelle 12: Allgemeine Bestimmung des ökologischen Zustands	80
Tabelle 13: Makrophytenvegetation Probestelle M108 und angrenzende Gräben	83

Tabelle 14: Veränderungen der für Makrophyten relevanten Habitatfaktoren	85
Tabelle 15: Subtypen der Gewässertyps 22.1 und 22.2	88
Tabelle 16: Subtyp 1 – Referenz Höchstes und gutes Potenzial	90
Tabelle 17: Subtyp 2 - Marschgewässer mit Torf im Sediment	92
Tabelle 18: Subtyp 3 – schmale/mittelbreite geestferne Marschgewässer	94
Tabelle 19: Subtyp 4 – schmale/mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen.....	96
Tabelle 20: Subtyp 5 – breite geestnahe Marschgewässer	98
Tabelle 21: Subtyp 6 - breite geestferne Marschgewässer.....	100
Tabelle 22: Subtyp 7 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität.....	102
Tabelle 23: Subtyp 8 - tidebeeinflusste Marschgewässer.....	104
Tabelle 24: Subtyp 9 - stark tidebeeinflusste Marschgewässer	106
Tabelle 25: Wertfaktoren für alle Subtypen.....	110
Tabelle 26: Vegetation Wischhafener Schleusenfleth 2005	115
Tabelle 27: Vegetation Hackemühler Bach/Basbecker Schleusenfleth 1981/2005	117
Tabelle 28: Vegetation Harle/Wittmunder Tief 1978/2005.....	119
Tabelle 29: Vegetation Käseburger Sieltief 1978/2005.....	121
Tabelle 30: Vegetation Abelitz 1978/2005	123
Tabelle 31: Vegetation Altenbrucher Kanal 1988/1989/2005	124
Tabelle 32: Vegetation Aschwarder Flutgraben 1989/2005.....	126
Tabelle 33: Vegetation Aue 1981/1987/2005.....	128
Tabelle 34: Vegetation Dornebbe-Braker Sieltief 1978/2005.....	129
Tabelle 35: Vegetation Ellenserdammer Tief 1979/2005.....	130
Tabelle 36: Vegetation Emmelke 1981/1988/2005	132
Tabelle 37: Vegetation Friedeburger Tief 1979/2005	134
Tabelle 38: Vegetation Friedeburger Tief M 174 1978 -2005	136
Tabelle 39: Vegetation Jade 1979/2005	139
Tabelle 40: Vegetation Lühe 1981/2005	140
Tabelle 41: Vegetation Sagter Ems und Aper Tief 1978/1979/2004.....	142
Tabelle 42: Vegetation Schwinge 1875/1981/2005	144
Tabelle 43: Vegetationsdaten Probestelle M175 (Goseschloot 1978 - 2005).....	145
Tabelle 44: Vegetation Schiffsbalje 1979/1981/2005.....	147
Tabelle 45: Vegetation Reepsholter Tief 1979/2005.....	148
Tabelle 46: Vegetation Emdter Tief 1982/2005	150

Tabelle 47: Vegetation Zeteler Tief 1978/2005.....	151
Tabelle 48: Vegetation Woppenkamper Bäke 1978/2005	152
Tabelle 49: Vegetation Neustädter Tief 1979/2005	154
Tabelle 50: Vegetation Upjeversches Tief 1982/2005	155
Tabelle 51: Vegetation Basbecker Schleusenfleth 1978/2005	157
Tabelle 52: Vegetation Hackemühler Bach 1978/2005.....	159
Tabelle 53: Entwicklung Ökologisches Potenzial und Ökologische Qualitäts-Kennzahl 1978/1982 – 1986/1989 - 2005	162
Tabelle 54: Übersicht Veränderungen Ökologische Potenzial und Ökologische Qualitäts-Kennzahl 1978 - 2005	163
Tabelle 55: Methodenblatt 1: Erhebung.....	166
Tabelle 56: Methodenblatt 2: Auswertung	167
Tabelle 57: Übersichtstabelle Probestellen 2005.....	174
Tabelle 58: Anfragen Makrophytendaten und Gewässerunterhaltung.....	176

Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL

Auftraggeber:

Unterhaltungsverband Nr. 18 / Kehdingen

Ziegelstraße 6

21735 Wischhafen



IBL UmweltPLANUNG

Holger Brux, Wolfgang Herr & Dieter Todeskino GbR
Unterm Berg 39 – 26123 Oldenburg
Tel. 0441-80078-0, Fax Tel. 0441-80078-11
www.ibl-umweltplanung.de, info@ibl-umweltplanung.de

Bearbeitung: H. Brux
Techn. Arbeiten: A. Freund, T. Imsande,
A. Goebel, C. Maasland
Projektnummer: 655
Datum: 26.09.2006