

Kommentierte
Literaturrecherche
zum Thema

Röhricht

bearbeitet von: Dipl.-Biol. Kathleen Giersch

Projektleiter: Dr. Michael Schirmer

Universität Bremen
Januar 2002

Inhaltsverzeichnis

1. Allgemeines und ökologische Grundlagen	1
1.1. Röhricht-Gesellschaften und ihre Zonierung	1
1.2. Morphologie und Physiologie	7
1.2.1. Halme, Rhizome	7
1.2.2. Wachstum, Vermehrung	7
1.2.3. Atmung, Gasaustausch	8
1.2.4. Nährstoffaufnahme	10
1.3. Standortbedingungen	10
1.3.1. Allgemein	10
1.3.2. Standortamplituden	13
1.4. Ausbreitung von Röhrichten	13
2. Limitierende Faktoren der Ver- und Ausbreitung	15
2.1. Genetische Aspekte	15
2.2. Merkmale eines gestörten Bestandes	16
2.3. Störfaktoren	17
2.3.1. Auflistung der Störfaktoren	17
2.3.2. Beschreibung des Wirkens einzelner Faktoren	20
- Hydrologische Beeinträchtigung	20
- Mechanische Schädigung	21
- Nährstoffsituation	22
- Salinität	24
- Fraßschäden	25
- Frost	26
3. Verbreitung von Röhrichten an Bundeswasserstraßen	27
3.1. Weser	27
3.2. Werra	33
3.3. Fulda	33
3.4. Elbe	33
3.5. Rhein	39
3.6. Oder	39
3.7. Ems	40
3.8. Wümme	40
3.9. Eider	41
3.10. Ostsee	41
3.11. Jadebusen	42
4. Auswirkungen schiffahrtsbedingter Veränderungen der Standortverhältnisse auf Röhrichte	43
4.1. Fahrwasservertiefung und ihre Konsequenzen	43
4.2. Strömungsgeschwindigkeit und Erosion	47
4.3. Verschiebung des Salzgehaltsgradienten	48
4.4. Wellengang	49
4.5. Flächenvernichtung durch Deichbau, Sandaufspülungen etc.	50
4.6. Eutrophierung	52
4.7. Personen	52

5. Quantitative Aspekte	53
5.1. Flächen	53
5.1.1. Weser	53
5.1.2. Elbe	55
5.1.3. Havel	55
5.1.4. Bodensee	56
5.1.5. Chiemsee	56
5.1.6. Neusiedlersee	56
5.1.7. Donau	56
5.2. Weitere Aspekte	57
5.2.1. Grenzwerte	57
5.2.2. Produktivität, Nährstoffe	58
5.2.3. Halm- und Pflanzendichte	60
6. Liste der erwähnten Arten und Gesellschaften	61
6.1. Arten	61
6.1.1. Deutsche Namen – Botanische Namen	61
6.1.2. Botanische Namen – Deutsche Namen	62
6.2. Gesellschaften	63
7. Zitierte Literatur	64

1. Allgemeines und ökologische Grundlagen

Das Thema „Röhricht“ lässt sich im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur teilweise behandeln. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Flüssen, speziell auf Tideflüssen in Europa bzw. Deutschland.

Röhrichte haben im Ökosystem vielfältige Funktionen. Sie bieten vielen Arten Lebensraum und wirken sich positiv auf die biologische Diversität von Ufern aus (Ostendorp 1989). Zum Beispiel sind sie günstig für viele Vögel, die durch die in den Stengeln lebenden Insektenlarven und -puppen eine gute Nahrungsgrundlage haben (Kurz, Küver 1991). Obwohl Röhrichte relativ artenarm sind, gehören sie zu den produktivsten natürlichen Pflanzengesellschaften (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Neben ihrer hohen Produktivität zeichnen sie sich durch ein komplexes Nahrungsnetz aus (Claus, Neumann, Schirmer 1994b). Weiterhin bieten sie den besten Schutz gegenüber Ufererosion und Sedimentbewegung (u.a. Ostendorp 1989). Außerdem sind sie für die Selbstreinigungskraft eines Gewässers von großer Bedeutung, da sie viele Stoffe aus dem Wasser eliminieren können. Rodewald-Rudescu (1974) zitiert die Arbeit von Seidel (1969), in der angegeben wird, dass Schilf (*Phragmites australis*) den Abbau von Milch, Stärke, Eiweiß, vielen Kunststoffen, Wasser-Öl-Gemischen und vielen Schäumen in abwasserreichen Gewässern fördert.

1.1. Röhricht-Gesellschaften und ihre Zonierung

Eine einfache Übersicht über die existierenden Röhricht-Gesellschaften zu geben, ist sehr schwierig, da viele Autoren die Schwerpunkte der Klassifizierung unterschiedlich legen und es somit kein allgemeingültiges System gibt. Mierwald (1988, S. 129) formuliert die Problematik so: „Die systematische Gliederung der Phragmitetea ist umstritten. Philippi (1977a: 119; vgl. auch Pott 1980: 90) fasst alle Röhricht- und Seggenbestände in einer Ordnung mit drei Verbänden zusammen, erwähnt aber die Möglichkeit, die Bachröhrichte als eigenständige Ordnung Nasturtio-Glyceretalia Pign. 53 abzuspalten (vgl. auch Dierssen et al. 1988). Balatova-Tulackova (1963) schlägt eine weitergehende Gliederung vor, indem sie die Klasse in drei Ordnungen mit vier Verbänden einteilt. Innerhalb dieser drei Ordnungen werden beispielsweise von Westhoff & Den Held (1975) sechs Verbände, von Passarge (1978b) sogar neun Verbände unterschieden. Weitere Gliederungsansätze hat Bureau (1982) tabellarisch zusammengestellt.“

Neben der pflanzensoziologischen Klassifizierung nach Ellenberg gibt es noch weitere Systeme verschiedener Bearbeiter, in die die vorherrschenden Röhricht-Gesellschaften des jeweiligen Untersuchungsgebietes eingeordnet werden.

Allgemein gilt, dass jede Gesellschaft als Initial-, Rand-, Optimal- und Degenerationsphase erscheint, wobei in der Degenerationsphase die Verdrängung sowohl vom Wasser her als auch von der Landseite erfolgen kann („aquatil“ oder „terrestrisch“) (Kötter 1961).

Röhrichte folgen innerhalb der gewässertypischen Zonierung der Vegetation der Uferbereiche auf die Tauch- und Schwimmblattzone und werden landseitig von den Ufergehölzen (der Weichholzaue) abgelöst, welche wiederum den Übergang zur Kulturlandschaft bildet (ARGE Weser 1996). Man findet Röhrichte an fließenden und an stehenden Gewässern, wobei die Besiedlung des Brandungsufers von Seen der von fließenden Gewässern entspricht. Es finden sich Organismen ein, die der Wellenbewegung mehr oder weniger durch ihre Verankerung im oder auf dem Sediment standhalten (Schwoerbel 1999), mechanische Beschädigung vertragen oder durch ihre Morphologie an die vorherrschenden Strömungsbedingungen angepasst sind. An allen Uferabschnitten, die durch autotypische Prozesse offengehalten sind, können sich Röhrichte entwickeln (DVWK 1994).

Typischerweise lässt sich eine deutliche horizontale Zonierung der Röhrichtgürtel erkennen. Am weitesten verbreitet und am besten untersucht ist das Schilf-Röhricht, das fast ausschließlich vom Schilfrohr (*Phragmites australis*, Schilf) gebildet wird. Am weitesten landeinwärts gelegen ist das Landschilf, gefolgt vom Übergangsschilf, an das sich das Wasserschilf anschließt. Von letzterem aus erfolgt die wasserseitige Ausbreitung, wenn unter günstigen Bedingungen neue Rhizome gebildet werden. Es stellt den empfindlichsten Teil des Röhrichtgürtels dar (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

An fließenden Gewässern kommt zu der horizontalen Zonierung noch eine vertikale längs zur Fließrichtung: eine stromabwärts sich ändernde Abfolge verschiedener Röhrichtgesellschaften, in Abhängigkeit von den sich ändernden Standortfaktoren wie Strömungsgeschwindigkeit, Tidenhub oder Salzgehalt.

Der prägendste Einfluss kommt dabei dem Wasserstand und der Strömung oder dem Wellenschlag zu. Stark vereinfachend könnte man eine solche horizontale Zonierung see-/stromwärts wie folgt beschreiben (es werden noch viele weitere Gesellschaften oder Varietäten beschrieben, deren Vorkommen und Ausprägung außer vom Wasserstand und der Strömung von weiteren einzelnen Standortfaktoren und/oder deren Kombination abhängig ist):

Auf die Großseggenrieder (u.a. mit *Carex*-Arten) folgt das eigentliche See-Röhricht (Phragmition). Runge (1980) beschreibt die Gesellschaft des Teichröhrichts Scirpo-Phragmitetum und gibt Verbreitungsgrenzen von 25 cm über bis 120 cm unter dem Wasserspiegel an. Dieses kann weiter unterteilt werden, u.a. in das Schilf- und das Seebinsen-Röhricht:

- Das Schilf-Röhricht ist dominiert von *Phragmites australis*, dem Schilfrohr. Dieses gedeiht von der Mittelwasserlinie bis in Tiefen von 0,2 bis 0,4 m (Schwoerbel 1999). Da die Rhizome sehr konkurrenzstark sind und den Boden beinahe versiegeln (Kurz, Küver 1991), findet man oft Reinbestände des Schilfrohrs, das aber land- oder seewärts mit anderen Arten vergesellschaftet ist. Aufgrund weiter unten beschriebener Mechanismen ist es empfindlich gegenüber stärkerer Überflutung (vgl. 1.2.2).

- Vorgelagert findet man das Seebinsen-Röhricht, das von *Scirpus lacustris* (*Schoenoplectus lacustris*) dominiert wird. Diese Pflanzen können bis 5 m Wassertiefe vordringen und sind trotzdem noch emers (Schwoerbel 1999).

An der Unterelbe beschreibt Kötter (1961) als stromseitiges Erstbesiedlungsstadium das Scirpetum maritimi. Die dort vorherrschenden Arten sind besser an stärkere Strömung angepasst, da sie dem Wasser durch eine stumpf-dreikantige Form geringeren Widerstand bieten und tiefliegende Rhizome haben.

Nach Kurz & Küver (1991) ist an der Weser im **See- und Brackwasserbereich** dem Schilf-Röhricht in größerer Wassertiefe ein Strandbinsen-Röhricht vorgelagert, welches von *Bolboschoenus maritimus* dominiert wird. Es ist meist artenarm, nur mit geringer werdender Bedeutung der Salinität treten die Gemeine und die Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*, *Sch. tabernaemontani*) hinzu und können sogar teilweise die Vorherrschaft übernehmen. Kurz & Küver (1991) geben für die Unterweser eine Besiedlung mit Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) und Salz-Teichsimse bis unterhalb 1,5 m unterhalb MThw an. Die tägliche Bedeckung mit Wasser beträgt dort bis zu 12 Stunden. Im Gebiet des **Süßwassers** folgt dieser Bereich auf das Schilfröhricht, er kann aber noch durch einen schmalen Saum aus Schmalblättrigem Rohrkolben abgetrennt sein (bei 100-30 cm unterhalb MThw). Im Seewasser folgt das Strandbinsen-Röhricht wegen der überall erfolgenden Beweidung auf Andelrasen oder Rotschwingelrasen. Statt dessen findet man in nicht beweideten Gebieten der Nordseeküste ein Keilmelden-Gestrüpp mit sich landwärts anschließendem Rotschwingel-Hochstauden-Ried. Im Weser-Ästuar würde sich nach Kurz & Küver (1991) an dessen Stelle vermutlich ein Schilfröhricht entwickeln.

Diese Gesellschaften können in Abhängigkeit von den Standortbedingungen oder nach Störungen durch andere Gesellschaften verdrängt und ersetzt werden. An beweideten Uferabschnitten siedelt sich z.B. das Acoretum calami an, das vom Kalmus dominiert wird. Dieser ist zusätzlich zu seiner Tritunempfindlichkeit resistent gegenüber Beweidung, da er aufgrund der enthaltenen Bitterstoffe vom Vieh gemieden wird (Preisling et al. 1990 in Haacks 1998).

Für die **Unterweser** haben Claus, Neumann & Schirmer (1994b, S.73) die **biotoptypische Biozönose** der Röhrichte definiert:

„Flora

Die charakteristischen Pflanzengesellschaften der Röhrichte der Unterweser sind in Abhängigkeit vom Salzgehalt das Strandsimsenröhricht (auch Brackwasserröhricht genannt) (Bolboschoenetum maritimi), das Dreikantsimsen-Strandsimsenröhricht (Scirpetum triquetri-maritimi) und das Schilfröhricht (auch Teichröhricht genannt) (*Scirpo-Phragmitetum*) (PREISINGER et al. 1990; ELLENBERG 1986; HEINRICH & MÜHLNER 1981).“

Im einzelnen beschreiben die Autoren die Zusammensetzung der biotoptypischen Biozönose wie folgt:

Schilfröhricht (*Scirpo-Phragmitetum*)

- Arten:

Schilf (<i>Phragmites australis</i>)	bis zu 0,8 m unter MThw; bildet häufig Monokulturen; folgende Arten nur in geringer Zahl (außer u.U. <i>Typha</i>)
Rohrkolben (<i>Typha spec.</i>)	häufig in ruhigen Buchten; Vermehrung auch durch Samen
Sumpfdotterblumen (<i>Caltha palustris</i>) Scharbockskraut (<i>Ranunculus ficaria</i>)	Frühjahrsaspekt; nach dem Heranwachsen des Röhrichts: Lichtmangel
Bitteres Schaumkraut (<i>Cardamine amara</i>) Wasserpfeffer (<i>Polygonum hydropiper</i>) Gauchheil-Ehrenpreis (<i>Veronica anagallis-aquatica</i>)	ertragen es, bis über die Blüten überflutet zu werden

Tab. 1: Arten des Schilfröhrichts nach Claus, Neumann, Schirmer (1994)

landseitig anschließend:

Rohrglanzgrasröhricht (mit *Phalaris arundinacea*) oder

Hochstaudenflur mit Brennessel (*Urtica dioica*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Labkraut (*Galium aparine*)

Strandsimsenröhricht (*Bolboschoenetum maritimi*): an Ufern von brackigen Gewässern und im Gezeitenbereich der großen Flüsse und Meeresküsten, bis 120 cm unter MThw; Dauer-Initialgesellschaft auf flachen Sand- und Schlickufern; wächst tiefer als Schilfröhricht; benötigt schwankende Wasserstände, sonst gegenüber Schilf oder Wasserpflanzen nicht konkurrenzfähig (heutige Bedingungen stellen Extrembelastungen dar, deshalb nur schwach ausgeprägt)

• Arten:

Brackwasserstrandsimse (*Bolboschoenus maritimus subsp. compactus*)

Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*)

Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera subsp. maritima*)

• Subassoziationen:

Subassoziation mit Schilf (*Phragmites australis*)

Subassoziation mit Schmalblättrigem Rohrkolben (*Typha angustifolia*)

Subassoziation mit Einspelzigem Sumpfried (*Eleocharis uniglumis*)

Dreikantsimsen-Strandsimsenröhricht (*Scirpetum triquetri-maritimi*): an flachen, periodisch überstauten Ufern der unteren gezeitenbeeinflussten Flussläufe in Höhe der MThw-Linie bis ca. 120 cm darunter; im strömungsbeeinflussten Wasser meist auf mineralischem Boden; konkurrenzwache Dauerinitialgesellschaft auf extremen Standorten (starke Strömung, Tidenhub); verträgt Salzgehalte von 3 bis 16‰; Charaktergesellschaft der Gezeitenbereiche der Nordseezuflüsse, ist heute aber nicht mehr optimal ausgeprägt (Preisinger et al. 1990); wächst tiefer als Schilfröhricht; benötigt schwankende Wasserstände, sonst gegenüber Schilf oder Wasserpflanzen nicht konkurrenzfähig (heutige Bedingungen stellen Extrembelastungen dar, deshalb nur schwach ausgeprägt)

• Arten:

Teichsimsen, Strandsimsen, Schilf

Süßwasserstrandsimse (*Bolboschoenus maritimus subsp. maritimus*)

Brackwasserstrandsimse (*Bolboschoenus maritimus subsp. compactus*)

Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*, häufiger im brackigeren Bereich)

Dreikantteichsimse (*Schoenoplectus triquetra*)

Gekielte Teichsimse (*Schoenoplectus x carinatus*)

Gemeine Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*)

Schilf (*Phragmites australis*)

Rohrglanzgras-Strandsimsenröhricht (*Phalarido-Bolboschoenetum maritimi*): im Anschluss an Schilfröhricht, im Süßwassergezeitenbereich der Nordseezuflüsse und an Flüssen im Binnenland (Elbe, Weser, Aller, Leine); besonders an Gewässern mit stark schwankendem Wasserstand, Verbreitungsschwerpunkt Küste

• Arten:

Süßwasserstrandsimse (*Bolboschoenus maritimus subsp. maritimus*)

Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*)

Schwanenblume (*Butomus umbellatus*)

Schilf (*Phragmites australis*)

Gemeiner Blutweiderich (*Lythrum salicaria*)

Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*)

(aus Claus, Neumann, Schirmer 1994)

Grotjahn (1983) beschreibt ein typisches Brackwasserröhricht, welches er bei Blexen und südlich von Wremen vorfand. Der äußere Saum besteht aus *Bolboschoenus maritimus*, gefolgt von *Phragmites australis*, wobei das Schilf sehr weit ins Vorland hineinreichen kann. Es gibt vorgelagerte Inseln der Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), die auch innerhalb der Bestände von *Bolboschoenus* kleine Kolonien bilden kann.

Die brackisch-limnischen Röhrichte (z.B. von Bremerhaven flussaufwärts bis Harriersand) sehen nach Grotjahn (1983) an der Unterweser folgendermaßen aus: Bestandsbildend sind *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Bolboschoenus maritimus*, *Eleocharis uniglumis* und *Phragmites australis*, wobei die ersten drei am weitesten in die Gezeitenzone vordringen. *Schoenoplectus tabernaemontani* und *Bolboschoenus maritimus* bevorzugen Schlickböden und *Eleocharis uniglumis* bildet auf Sand Kolonien.

An flachen Ufern findet man einen geschlossenen Saum, der von *Bolboschoenus* gebildet wird. Diesem sind Inseln von *Schoenoplectus* vorgelagert.

Vor Abbruchkanten oder an steilen, sandigen Ufern können *Schoenoplectus*, *Bolboschoenus maritimus* und *Eleocharis* mosaikartig angeordnet sein (Grotjahn 1983).

1.2. Morphologie und Physiologie

1.2.1. Halme, Rhizome

Von allen Röhricht-Arten ist in der Literatur das Schilf am häufigsten beschrieben. Da es auch aspektbildend in den typischen See-Röhrichten ist, werden hier einige Charakteristika von *Phragmites australis* erwähnt.

Die Halme des Schilfs sind durch Knoten in Internodien unterteilt, deren Anzahl von der Länge des Halmes abhängt. Die Länge des Halmes wiederum ergibt sich aus dem Durchmesser des untersten Internodiums (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Die Halme sind durch Lignin und Kieselsäure verstärkt (Ellenberg 1996). Auch das unterirdische Sprosssystem, das Rhizom, verfügt über Nodien und Internodien. Von den Nodien aus gehen viele Wurzeln nach unten (Rodewald-Rudescu 1974). Während die Halme einjährig sind und die Lebensdauer eines Rhizoms 3 bis 10 Jahre beträgt, können Schilfbestände unter günstigen Bedingungen bis zu 6000 Jahre am gleichen Standort überleben (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Aufgrund der flachen und sehr dichten, „den Boden nahezu versiegelnden Wurzeln“ verfügt Schilf über eine sehr hohe Konkurrenzkraft (Kurz, Küver 1991, Band 2, S.4). Die physiologische Funktion der Rhizome besteht in der Speicherung von Assimilaten, die für die Versorgung neu austreibender Halme benötigt werden, solange keine Photosynthese erfolgen kann, z.B. im Frühjahr, wenn noch keine photosynthetisch aktiven Organe zu Verfügung stehen (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Sollte eine ausreichende Speicherung von Reservestoffen nicht möglich sein, führt dies auf längere Sicht zum Absterben des Bestandes (Rodewald-Rudescu 1974).

Die Lage der Rhizome ist vom Grundwasserstand abhängig: ständig im Wasser stehende Pflanzen entwickeln die Rhizome nur wenige Dezimeter unter der Sedimentoberfläche; bei stark schwankenden Wasserständen können sie sogar einige Meter tief liegen (Rodewald-Rudescu 1974).

1.2.2. Wachstum, Vermehrung

Der Austrieb der Halme erfolgt unter normalen Witterungsbedingungen ab April. Die standorttypische Höhe wird nach 4-5 Monaten erreicht. Dabei wachsen die Pflanzen zu Beginn der Vegetationsperiode am schnellsten, um in kurzer Zeit die Wassersäule zu

überbrücken und photosynthetisch aktiv werden zu können (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Wenn die Wassersäule über den Sprossen zu groß ist, kann es vorkommen, dass die in den Rhizomen gespeicherten Assimilate der letzten Vegetationsperiode nicht ausreichen, um den Spross lange genug versorgen zu können. Diese Halme erreichen die Wasseroberfläche nicht und sterben ab. Bei den zur Photosynthese gelangenden Pflanzen ist die monatliche Wachstumsrate unterschiedlich, je nach Standort innerhalb des Schilfbestandes. Von der Höhe der Halme ist meistens deren Anzahl pro Quadratmeter abhängig. Je höher das Schilf wird, desto weniger Halme entwickelt es (Rodewald-Rudescu 1974). Zur Blüte gelangt *Phragmites australis* zwischen Juni und September, wobei von jeder Pflanze 20.000 bis 50.000 Samen gebildet werden. Die meisten sind allerdings nicht keimfähig (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Keimen können sie nur in Sediment, welches höchstens 5 mm überstaut ist. Die vegetative Vermehrung über Rhizome und/oder Leghalme spielt eine viel größere Rolle. Es handelt sich also bei der Vermehrung des Schilfrohrs nicht um eine Vermehrung von Individuen sondern von Halmen. Der Phänotyp erfährt hierbei keine Veränderung. Nach ihrem Absterben haben die Halme noch eine große Bedeutung für den Gasaustausch der Pflanze (Rodewald-Rudescu 1974).

1.2.3. Atmung, Gasaustausch

Über die abgebrochenen Halme erfolgt ein Luftein- und Ausstrom, der durch die Transpiration und den Venturi-Effekt (bei dem der Wind einen Sog in den abgebrochenen Halmen erzeugt) angetrieben wird. Besonders wichtig ist dies bei Überflutungen im Frühjahr, da die jungen Sprosse zuerst überflutet werden. Über die Althalme können sie zumindest noch teilweise mit Sauerstoff versorgt werden (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Die zahlreichen Aerenchymzellen der Rhizome stehen über ein durchgehendes Luftkammersystem mit den Blättern in Verbindung, so dass photosynthetisch produzierter oder Luft-Sauerstoff im gasförmigen Zustand schnell auch in die Rhizome gelangen kann. Er kann hier - genau wie Stickstoff und Kohlendioxid - in den Aerenchymzellen gespeichert werden. Aus diesen und aus den ebenfalls im Rhizom gespeicherten Nährstoffvorräten werden die Jungsprosse versorgt, solange sie noch keine Photosynthese betreiben können. Die Reserven werden mit Beginn der Entwicklung der Luftblätter der Pflanze wieder aufgefüllt. In der ersten Zeit des Wachstums neuer Sprosse (noch innerhalb der Wassersäule) übersteigt die Atmung die Photosynthese in der Bilanz. Es kommt dadurch zu einem

Sauerstoffüberdruck in den Rhizomwurzeln. Der an das umgebende Sediment abgegebene Sauerstoff wird durch Bakterien für die Umwandlung zusammengesetzter in lösliche Nährstoffe genutzt. Diese können vom Schilf direkt aus dem feuchten Sediment aufgenommen werden (Rodewald-Rudescu 1974).

Bei längeren Überflutungen stellen Kohlenhydrate im Vergleich mit Aminosäuren die günstigere Energiereserve dar; sie sind eine stickstoffsparende Speicherform. Überwinternde Rhizome können mehr als die Hälfte ihres Trockengewichts an Kohlenhydraten enthalten (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Die Vitalität der Pflanzen hängt von der Toleranz der Rhizome gegenüber Überflutungen ab (Brändle 1990). Grundsätzlich gilt, dass bei längerer Überstauung der Transportweg von den Luftblättern zu den unterirdischen Pflanzenteilen größer ist. Gleichzeitig ist die respiratorische Fläche verringert, wodurch die Nährstoffaufnahme erschwert ist. Nach einiger Zeit liegen im Sediment anoxische Bedingungen vor. Die Sauerstoffversorgung über die Wurzeln ist nicht gewährleistet. Durch den verstärkten Abbau gespeicherter Kohlenhydrate sinkt der pH-Wert des Cytoplasmas. Beim anaeroben Abbau organischen Materials im Sediment werden Phytotoxine gebildet (Schwefelwasserstoff, Eisen-, Manganverbindungen, einige organische Stoffe) (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Diese können in der Rhizosphäre oxidiert werden, wenn die Wurzeln Sauerstoff an die Umgebung abgeben. Außerdem schützen sich ältere Wurzeln und Rhizome durch eine Cutin- oder Suberinschicht (Armstrong, Armstrong 1988).

Bei *Phragmites australis* ist der Metabolismus an diese Bedingungen angepasst: statt Respiration erfolgt hier Gärung, die auch ohne Anwesenheit von Sauerstoff ablaufen kann (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Während die Adventivwurzeln bei Abwesenheit von Sauerstoff H_2S aus dem umgebenden Wasser aufnehmen und dadurch absterben, ertragen die Rhizome des Schilfs diese chemischen Bedingungen. Voraussetzung dafür ist, dass sie mit Sauerstoff aus der Luft versorgt werden, was über das Aerenchym erfolgt. Beim Eindringen von Wasser in das Aerenchymgewebe nach Verletzungen der Rhizome wird die Luft verdrängt und der Rhizomteil stirbt. Um diese Schädigung so gering wie möglich zu halten, sind die einzelnen Internodien des Rhizoms hermetisch voneinander getrennt. Trotzdem führt die dadurch eintretende Unterbrechung der Durchgängigkeit des Luftkammersystems von den Wurzeln bis zu den Spitzen zu einer Verringerung der Vitalität (Rodewald-Rudescu 1974).

Wenn es nach Ende der Überflutung zum plötzlichen Senken des Wasserspiegels kommt, kann eine „post-anoxia“-Schädigung auftreten. Durch den nun anwesenden Sauerstoff werden

Radikale gebildet (Armstrong, Brändle, Jackson 1994). Außerdem kommt es zur Bildung von Ethylen, das als Pflanzenhormon für eine frühe Alterung der Pflanze verantwortlich ist (Ostendorp 1990).

1.2.4. Nährstoffaufnahme

Im Wasserschilfbereich spielen chemische Prozesse eine eher unwichtige Rolle. Die meisten Umsetzungsprozesse laufen im Übergangsschilf, in den stabilen und vitalen Beständen, ab. Stickstoff und Phosphor werden aus dem Sediment aufgenommen. Die Aufnahme aus dem Litoralwasser wird unter günstigen Bedingungen durch die Bildung von Adventivwurzeln am unteren Halmteil möglich (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

1.3. Standortbedingungen

1.3.1. Allgemein

Das Auftreten von Röhrichten hängt von solchen Standortfaktoren wie Wassertiefe, Salzgehalt, Wasserbewegung, Bodenbeschaffenheit und Beweidungsdruck ab (Härdtle, Vestergaard 1996). Dabei haben die einzelnen Arten oder Röhricht-Gesellschaften unterschiedliche Standortansprüche.

Kurz & Küver (1991, Band 1) geben für die Unterweser folgende relevante Standortfaktoren an:

- **Wellenschlag.** Es wird nicht zwischen Wellenschlag durch Schiffe oder durch Sturm unterschieden, da die Konsequenzen für den Bestand die gleichen sind: Halme werden abgebrochen, Wurzelstöcke ausgegraben. Durch Schiffswellen sind besonders die vorgelagerten Inseln aus Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*), Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), Schilf (*Phragmites australis*), Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*) und Schlickgras (*Spartina anglica*) gefährdet, während durch Sturmfluten besonders die Salzwiesen, Grünländer und höherliegenden Schilfröhrichte durch die höheren Wasserstände betroffen sind.

Die Wellenhöhe ist dabei auch abhängig von der Anlaufstrecke des Windes, von der Ausrichtung des Geländes zur entsprechenden Windrichtung und davon, wie groß die Flachwasserzone ist, die sich vor dem Bewuchs befindet.

Wellenschlag wird beispielsweise von Teichsimsen (*Schoenoplectus lacustris*) besser ertragen als von Strandsimsen.

• **Dauer der täglichen Überflutung.** Diese führt - wie schon beschrieben - zur Ausprägung einer vertikalen Vegetationszonierung quer zum Ufer (die an schrägen Ufern somit auch horizontal verläuft und von anderen Autoren auch als „horizontal“ bezeichnet wird, u.a. DVWK 1994). Das Phragmition hat seinen Verbreitungsschwerpunkt unterhalb der MThw-Linie. Claus, Neumann, Schirmer (1994b) geben für die Unterweser als charakteristischen Standort die Uferbereiche der Fließgewässer in Höhe der MThw an.

Bei unregelmäßigen Wasserständen verringert sich in bayrischen Seen bei *Phragmites* die Zahl und Länge der Zwischenknoten, d.h. die Pflanze wird kleiner (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

• **Strömung.** Von der Strömungsgeschwindigkeit ist die Art der Sedimentation abhängig sowie die mechanische Belastung der Halme und Blätter. Bei geringeren Strömungsänderungen oder der Ausrichtung des Bewuchses zu Wind und Wellen bilden sich recht schnell andere Vegetationsmuster.

Schilfröhrichte sind an ruhigeres Wasser gebunden. An den Rändern kann sich bei stärkerer Strömung die Strandsimse halten, die mehr Strömung als alle anderen Röhrichtpflanzen verträgt, aber keine starke Sedimentation ertragen kann.

• **Eisgang.** Durch das Festfrieren von Eisblöcken auf Röhricht kann es besonders im Tidebereich zum Abtransport ganzer Röhricht-Inseln kommen. Bei Ebbe legen sich die Eisblöcke auf die Pflanze, frieren dort fest und werden bei Flut wieder hochgehoben, samt der festgehaltenen Pflanzen verdriftet und an anderer Stelle wieder abgesetzt. Solche abasierten Stellen an den Röhrichtkanten werden an der Unterweser langsam von der Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*) wiederbesiedelt.

• **Salzgehalt.** Der Salzgehalt ist im Ästuarbereich von Flüssen für eine Vegetationszonierung in Längsrichtung des Flusses maßgeblich verantwortlich. Der Salzgehalt schwankt am gleichen Standort in Abhängigkeit von Oberwasserführung und Sturmfluten; ein bestimmter Salzgehalt pendelt in Fließrichtung hin und her. In Ästuaren kann Salzwasser in abflussarmen Sommern bei Sturmfluten weit in den Flusslauf eindringen. Andererseits reicht bei entsprechender Windrichtung und hohem Wasserabfluss nach der Schneeschmelze der Einfluss des Süßwassers einige Kilometer weiter zur Mündung als sonst (an der Weser bei

Ostwind). Wolf (1988) nennt für die Elbe unterhalb Hamburgs als salztoleranteste Art die Strandsimse.

- **Treibsel und Spülgut.** Die Ablagerung von Treibsel und Spülgut innerhalb oder am Rande von Röhrichtbeständen stellt eine mechanische Belastung dar.

- **Erstbesiedlung.** Bei der Besiedlung von Ufern wird der ersten sich ansiedelnden Art ein Konkurrenzvorteil zugesprochen. Dabei konkurrieren Arten mit ähnlichen Standortansprüchen, z.B. Rohrkolben mit Schilf und die Salz-Teichsimse mit der Strandsimse. (Alle Angaben – außer wenn gesondert gekennzeichnet – von Kurz, Küver 1991, Band 1.)

An anderer Stelle wird noch die **Trophie** als Standortfaktor erwähnt. In sehr nährstoffreichen Gewässern sind der Breit- und der Schmalblättrige Rohrkolben z.B. Pionierbesiedler. Sie zählen zu den häufigen Arten und haben in den letzten Jahren einen Zuwachs erzielt (Kurz, Küver 1991). Schilfröhricht ist in bayerischen Seen in nährstoffarmen Gewässern nur spärlich zu finden; die großen aquatischen Schilfbestände gedeihen in den relativ nährstoffreichen Gewässern (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Da **Bodenansprüche** bei Schilf nicht ausgeprägt sind, wächst es sowohl auf Schlick als auch auf Sand (Heinrich, Mühlner 1981).

Natürlicherweise meidet *Phragmites australis* felsige und stark verdichtete sowie nährstoffarme Böden (Schnell 1988).

Verbauten Ufer unterscheiden sich von unverbauten deutlich hinsichtlich ihres Bewuchses. Dies zeigt sich am deutlichsten an der Verteilung des Phragmition und auch der indifferenten Arten. An unverbauten Ufern dominieren im allgemeinen Phragmition-Gesellschaften. Sie sind von einigen Arten des Bidention, Chenopodion rubri und des Filipendulion begleitet. Auf schlickigem Grund mischen sich noch Vertreter des Calthion und Glycerio-Sparganion mit ein; auf Sand findet man statt dessen Agrostion- und Calystegion-Arten.

An verbauten Ufern gibt es nur geringe Anteile des Phragmition. Statt dessen gibt es Phalaris- oder angepflanzte Schilfbestände. Die Verbände des Calthion oder Glycerio-Sparganion fehlen völlig.

An den Standorten ohne Röhrichte ist ein Zuwachs der Bidentalia-Verbände zu verzeichnen (Seelig 1992).

1.3.2. Standortamplituden

Alle echten Röhrichtgesellschaften haben recht breite Standortamplituden (Pott 1985).

Das Scirpo-Phragmitetum besiedelt die gesamte Palette unserer Gewässer:

- in **dystrophen** Gewässern finden sich spärliche Reinbestände von *Schoenoplectus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Equisetum fluviatile*,
- die sich im **mesotrophen** Milieu dichter zusammenschließen,
- bei **eutrophen** Bedingungen optimale Mischbestände bilden und
- in **hypertrophen** Gewässern schließlich zu Einart-Röhrichten euryöker Sumpfpflanzen degenerieren (z.B. *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*).

Der Schilfrückgang vollzieht sich nicht nur in eutrophen Gewässern, sondern auch in mesotrophen Seen (Parsteiner See, Bodensee-Untersee, Vierwaldstätter See) (Ostendorp 1989). Andererseits gedeiht Schilf auch in hypertrophen Gewässern mit pelagischen Nährstoffkonzentrationen von bis zu 6.0 mg Phosphor/l und 10 mg anorganischen Stickstoffs/l (Tschardtke 1983).

Schilfröhrichte sind sehr konkurrenzstark und können sich deshalb z.B. in der Weser auch oberhalb der MThw-Linie verbreiten (Claus, Neumann, Schirmer 1994b) und sind sogar für brachgefallene feuchte Grünländer typisch (Kurz, Küver 1991, Band 2). In Ästuaren stellen Röhrichte oft Vorposten der höheren Pflanzen dar (Claus, Neumann, Schirmer 1994b). Bei ausreichender Wasserführung kann von Schilf auch Verschmutzung toleriert werden (Kurz, Küver 1991, Band 2).

1.4. Ausbreitung von Röhrichten

An der Wurster Küste, dem Ostufer des äußeren Weserästuars, ist die Geschwindigkeit, mit der sich geschlossene Schilf-Röhrichte entwickeln, abhängig vom Vorhandensein von *Phragmites australis* im Ausgangsbestand und von der Nähe vitaler Schilfbestände. Weiterhin spielt die Staunässe bzw. die Höhenlage der Fläche eine Rolle. Am schnellsten entwickeln sich staunasse Flächen, die in unmittelbarer Nähe zu gesunden Beständen liegen. Auf diesen bildet sich Grünlandvegetation in nur drei Vegetationsperioden in ein geschlossenes Röhricht

um. Der staunasse Bereich endet 1 m über der MThw-Linie und mit ihm die starke Konkurrenzkraft des Schilfrohrs. Hier entwickeln sich nur noch Gräser und hochwüchsige Kräuter (Kinder, Vagts 1999).

Bei der Bildung von Röhrichten ist das Teichsimsen-Röhricht ein Initialstadium; es wächst in langsam fließenden bis stehenden Gewässern (Vahle in Preising et al. 1990 in Haacks 1998). Für die Sukzession in Tagebauseen des rheinischen Braunkohlereviere wird *Typha latifolia* als Pionier während des Aufstaus genannt, der aber wieder verschwindet, wenn der Wasserstand konstant bleibt (Friedrich 1996).

Interessant wäre vielleicht die völlig andere Lage des Röhricht-Problems in den Tide-Marschen von Delaware (USA). Dort expandiert *Phragmites australis* so stark, dass es bekämpft wird, und zwar wird erst mit einem Herbizid gesprüht („glyphosate herbicide Rodeo[®]“) und anschließend möglichst der Bestand abgebrannt (Hellings, Gallagher 1992).

2. Limitierende Faktoren der Ver- und Ausbreitung

Im folgenden Kapitel wird sowohl auf limitierende Faktoren im engeren Sinne als auch auf Störfaktoren eingegangen, die sich ungünstig auf die Ver- und Ausbreitung von Röhrichten auswirken oder sogar einen Rückgang oder eine Schädigung des Bestandes bewirken können. Der Schwerpunkt liegt auch in diesem Abschnitt wieder auf dem Schilf (*Phragmites australis*), da sich darüber die meisten Angaben in der Literatur finden.

(Global betrachtet spielt bei der Ver- und Ausbreitung von Röhrichten natürlich das Klima eine entscheidende Rolle. Auf diesen Punkt wird hier aber nicht weiter eingegangen, da es in erster Linie um einen deutschland- oder europaweiten Vergleich geht und das Klima in diesem Sinne vernachlässigt werden kann.)

Die Bildung großflächiger Röhrichte ist nur beim Zusammenwirken mehrerer Faktoren möglich. Voraussetzung ist ein Flachufer mit offener Lage und längerfristig konstantem Wasserstand sowie die ausreichende Zufuhr von Nährstoffen (Wiegleb 1979).

Im nun folgenden Abschnitt sollen die verschiedenen Faktoren, die die Ausbreitung von Röhrichten günstig beeinflussen oder sie behindern, aufgeführt werden (vgl. Frage 1). Bei Schilf z.B., das sich fast ausschließlich vegetativ vermehrt, führt eine Störung der Bestände letztendlich zu einer genetischen Verarmung des Bestandes.

2.1. Genetische Aspekte

Schilf ist hinsichtlich seiner ökologischen Ansprüche und Toleranz äußerst variabel. Dies beruht allerdings nicht auf weiten ökologischen Amplituden der einzelnen Pflanzen sondern auf der genetischen Diversität der Röhrichtbestände. An jedem Standort gibt es eine bestimmte Anzahl von Klonen, die unterschiedlich auf die stressenden Faktoren reagieren, dabei aber ökologisch nur in sehr engen Grenzen anpassungsfähig sind (Kühl, Zemlin, Kohl 1998). Sie werden entsprechend den vorherrschenden Bedingungen selektiert. Dies ermöglicht die Reaktion auf eine Veränderung der Bedingungen am Standort. Es wurden für *Phragmites australis* verschiedene Genotypen nachgewiesen, auch der Beweis für das Vorhandensein homogener sowie heterogener Bestände wurde erbracht. Bei Untersuchungen

in der Mark Brandenburg wurden wahrscheinlich vier Genotypen identifiziert, die Unterschiede in der Fertilität und der Halmlänge aufwiesen (Neuhaus, Kühl 1992). Bei Änderung der Standortbedingungen sterben bestimmte Genotypen ab. Diese werden durch angepasstere Formen ersetzt. Da sich Schilf fast ausschließlich vegetativ vermehrt, führt dies letzten Endes zu einer genetischen Verarmung des Bestandes und somit zu einer Einbuße an Vitalität und weiterer Anpassungsfähigkeit (Rodewald-Rudescu 1974). Homogene Bestände schließlich sind stark gefährdet, durch eine weitere Änderung der Umweltbedingungen ausgelöscht zu werden, da sie keine Möglichkeit mehr haben, durch die Förderung bestimmter besser angepasster Klone zu reagieren. Dabei ist teilweise noch nicht geklärt, welche morphologischen und physiologischen Unterschiede zwischen den Klonen mit den Standortbedingungen zu begründen sind und welche sich aus der genetisch bestimmten Toleranzbreite erklären. Bei Untersuchungen in Gewässern in Berlin und der Uckermark wurde die zumindest teilweise genetische Determination von Stickstoffdynamik und Wachstumsstrategien nachgewiesen. Die unterschiedlichen Eigenschaften der Klone kann man sich bei der Anpflanzung von Schilf zu Nutze machen: man kombiniert die einzelnen Klone entsprechend ihrer Optima und pflanzt stark expandierenden Klone direkt an der Wassergrenze und Klone, die an Land am stabilsten sind, im landwärtigen Teil, wodurch in kurzer Zeit die Schüttung von einem dichten Rhizomgeflecht durchdrungen wird und auch eine schnelle wasserseitige Ausbreitung erfolgen kann (Kühl, Zemlin, Kohl 1998).

2.2. Merkmale eines gestörten Bestandes

Einen gesunden Röhrichtgürtel erkennt man an der homogenen Bestandsstruktur, die entweder dicht oder spärlich sein kann und keine Lücken, Pfade oder Gänge aufweist. Der Übergang zum offenen Wasser verläuft gleichmäßig, wobei die Halmhöhe kontinuierlich abnimmt und die seewärtige Grenze ein gleichmäßiger, zungenförmiger Saum mit geradem Rand ohne Ausbuchtungen ist. Alle Halme eines Bestandes haben eine ähnlich Höhe. An der landseitigen Grenze werden die Röhrichtgesellschaften durch Wald- oder Seggengesellschaften abgelöst oder durch extensiv genutztes Grünland (Ostendorp 1989).

Einen gestörten Schilfbestand kann man an den folgenden Merkmalen erkennen:

- uferparallele röhrichtfreie Streifen am Spülsaum (aufgrund extremer Hochwässer oder Stürme, durch Treibholzansammlung),
- ufersenkrechte Schneisen (durch Stege, Bootsverkehr, Badebetrieb, Reusen),
- flächenhafte Verringerung der Halmdichte,
- fransig-zerrissene, nicht-zonierte Schilffront sowie eine Ausbreitungsfrent des Bestandes, die in einzelne Bulten aufgelöst ist,
- Einwanderung von Ersatzgesellschaften in die Reinbestände von der Landseite her (z.B. *Scirpetum lacustris*, *Typhetum angustifolium*),
- seewärts vorgelagerte Reste ehemaliger Schilfbesiedlung als „Stoppelfelder“.

Das deutlichste Zeichen eines zurückweichenden Schilfbestandes ist die fransig-zerrissene, nicht zonierte Schilffront (Ostendorp 1989). Die Unterschiede in der Struktur des Bestandes lassen sich gut mit Hilfe von Infrarotaufnahmen erkennen (Haslam 1972). Entstandene Lücken in den Beständen können wieder vom *Phragmitetum* bewachsen werden; sie können auch durch andere Gesellschaften ersetzt werden (Ostendorp 1989).

Die Bultbildung fand in der Havel nur unterhalb der Mittelwasser-Linie statt. Wenn sie erst einmal begonnen hatte, war der Bestand meist in 3-5 Jahren fast verschwunden (Krauß 1992).

2.3. Störfaktoren

2.3.1. Auflistung der Störfaktoren

Allgemein kann man sagen, dass die meisten Schädigungen kurzfristig kompensiert werden können. Wenn zu einer Störung durch einen auslösenden Faktor aber ein verstärkender Schädigungsfaktor hinzukommt, erhöht sich die Wirksamkeit des auslösenden Faktors der Schädigung (Ostendorp 1993). Beispielsweise waren in bayerischen Seen erhöhte Pegelstände die primäre Ursache für eine Beeinträchtigung der Schilfbestände. Als verstärkende Faktoren kamen die Witterung, Schifffahrt und Freizeitverkehr, Holzeintrag und die mechanische Wirkung der Algenwatten hinzu (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Die Störfaktoren können in drei Faktorenkomplexe eingeteilt werden:

- mechanische Wirkungen, zu denen der Einfluss von Wellen, Wellen im Zusammenspiel mit Algenwatten oder anderen Treibseln, sowie Tritt und Fraß zählen;
- biologische Wirkungen, welche Krankheiten und Schädlinge umfassen, und die

- chemischen Wirkungen, vor allem durch Eutrophierung (Raghi-Atri, Bornkamm 1979).

Krauß (1992) gibt für die Havel als wichtigste Faktoren für den Schilfrückgang die folgenden an:

- natürliche mechanische Belastung durch Windwellen und Eisdrift,
- anthropogen verursachte mechanische Belastung durch Schiffswellen, anthropogen verursachte Eisdrift und Eisplattenbewegung (durch Eisbrecher, die die Fahrrinne offenhalten),
- Fadenalgenbildung durch Gewässereutrophierung,
- Verbiss, unter anderem durch den Bisam,
- Schneisen und Trampelpfade, die im Zuge von Erholungsmaßnahmen entstehen,
- Grundwasserabsenkung.

Eine ausführliche Zusammenstellung vieler schilfschädigender Faktoren aus europäischer Literatur findet sich bei Ostendorp (1989), wobei die unten zu sehende Tabelle von der Verfasserin übersetzt, ergänzt und etwas vereinfacht wurde:

Ursachenkomplex	Beispiel
direkte Zerstörung	Kultivierung (für die Landwirtschaft) Erholung
mechanische Schädigung	Sommermahd Wintermahd Elektrofischen Munitionsbergung (Havel) Wellengang (Schiffe, Wind) treibender Müll, treibendes Holz Algenwatten Eisgang Sand-/Kiesabbau Wassersport
Fraßschäden	Gänse, Schwäne, Blesshühner, Sumpfbiber, Bisam, Graskarpfen, Pferde, Rinder
Wasserqualität, Sedimentbelastung	Eutrophierung Abwassereinleitung Entenkot, Karpfenzucht Schlickablagerung, Sapropelbildung Nährstoffanreicherung im Sediment Phytotoxine von <i>Phragmites</i> , faulende Rhizome Toxine der Algenwatten
Wasserbauliche Maßnahmen	Wasserstandsregulierung Ausgleich von Wasserspiegelschwankungen Erhöhung der Mittelwasserlinie Absenkung der Mittelwasserlinie Ufererosion Überflutungen
Andere	Verdrängung durch Gebüsch Verdrängung durch <i>Typha</i> und/oder <i>Glyceria</i> Änderung des Salzgehaltes

Tabelle 2: Ursachen des Schilfrückganges, ergänzt nach Ostendorp (1989)

Die Bedeutung der einzelnen Punkte ist dabei je nach Standort und den dort vorherrschenden Bedingungen ganz unterschiedlich.

Als besonders wichtige ökologische Faktoren empfindet Wolf (1988) für die Unterelbe z.B.

- schwankende Wasserstände,
- sporadisches oder regelmäßiges Eindringen von Brack- und Salzwasser und
- anthropogene Eingriffe wie intensive Beweidung und Überspülung mit Sand.

Auch die Bedeutung des mittleren Salzgehaltes des Bodens und die Exponiertheit aufgrund der Flussmorphologie (Gleithang oder Prallhang) wird erwähnt.

An den Stauteichen im Oberharz findet man nur selten Großröhrichte, weil hier keine geeigneten Lebensbedingungen vorherrschen. Ungünstig wirkt sich folgendes aus:

- Die **Gewässermorphologie** bietet Röhrichten keine Ausbreitungsmöglichkeit. Die Stauteiche verfügen über Steilufer; Waldteiche sind zusätzlich noch beschattet.
- Durch die Art der **Böden** schränken sich potentielle Röhricht-Standorte auf 10-20 % der Uferlänge ein, da es sich aufgrund der geringen Stoffproduktion um wenig entwickelte Rohböden handelt oder direkt Gestein ansteht.
- Die **Nährstoffarmut** wirkt nicht förderlich auf das Vorkommen von Röhrichten.
- Die **Wasserstände** sind stark schwankend. Sowohl anhaltende Überflutung als auch langandauerndes Trockenfallen wird von Röhrichten nicht ertragen.
- Die Möglichkeit der **Verbreitung** der Pflanzen durch Wasservögel ist eingeschränkt (Wiegleb 1979).

2.3.2. Beschreibung des Wirkens einzelner Faktoren

Hydrologische Beeinträchtigung

Bei Überschwemmung können die betroffenen Pflanzenteile nicht assimilieren und somit keine Reservestoffe für die nächste Vegetationsperiode bilden (Ostendorp 1989; Ostendorp 1993; Raghi-Atri, Bornkamm 1979). Kurzzeitige Überflutungen ohne Versalzung von einigen Stunden Dauer können in der Regel von den Pflanzen gut ertragen werden, im Gegensatz zu einem anhaltend niedrigen Wasserstand, durch den ufernahe Standorte völlig austrocknen können (Kötter 1961).

Der Schilfrückgang im Bodensee-Untersee seit 1965 wird primär mit hydrologischen und meteorologischen Ursachen begründet: aufgrund von Wetterereignissen kam es zum Anstieg des Wasserspiegels; junge Halme wurden bis zu den Sprossspitzen überschwemmt (Ostendorp 1991), außerdem wurden Halme durch Sturm und Wellen regelrecht niedergewalzt. Weiter landeinwärts wurden durch Hagel die Pflanzen entblättert, was zum Absterben der Rhizome aufgrund von Sauerstoffmangel führte (Ostendorp 1995).

Dem Wasserstand kommt für die Entwicklung von Röhrichten eine sehr große Rolle zu. Bei einem ausgeglichenen Niveau des Wasserspiegels stabilisieren sich vorhandene Bestände im Sub- und Eulitoral. Die Zönosen weisen keine größeren Schwankungen auf und der Charakter der Assoziationen bleibt konstant.

Beim Sinken des Wasserspiegels kommt es zu starken Schwankungen in der Zusammensetzung der Zönosen. Oft kann man auch eine schnelle Entwicklung neuer Gesellschaften beobachten.

Beim Steigen des Wasserspiegels werden hingegen bestehende Gesellschaften deutlich geschädigt; gleichzeitig entwickeln sich auch neue Gesellschaften. Insgesamt ändert sich durch eine Erhöhung des Wasserstandes die Struktur der Zönose sehr stark (Hejny 1962). Jede Schilffront ist als Gleichgewicht zwischen der Pflanzengesellschaft und den vorliegenden physikalischen und chemischen Bedingungen zu betrachten. Erhöht sich der Wasserspiegel, wird dieses Gleichgewicht gestört, und der Bestand muss sich auf höherem Niveau - in größerer Nähe zum Ufer - neu etablieren, um wieder ins Gleichgewicht zu kommen (Ostendorp 1989).

Ein Aufeinanderfolgen entgegengesetzter Tendenzen (also erst ein Absinken des Wasserspiegels, dem eine Erhöhung folgt) ermöglicht eine Entwicklung von Gesellschaften nur teilweise und wirkt limitierend (Hejny 1962).

Bei unregelmäßige Wasserständen verringert sich Anzahl und Länge der Zwischenknoten der Pflanzen, was in einer geringeren Wuchshöhe resultiert (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

Für die Verbreitungsgrenze ist die Lage zur MThw der entscheidende Faktor; am Jadebusen kommt ihr z.B. eine wichtigere Rolle zu als der Salinität (Schweer 1953).

Besonders beansprucht sind in hydrologischer Hinsicht die Pflanzen von Tideröhrichten. Sie müssen, um überleben zu können, folgende Voraussetzungen erfüllen:

- Sie müssen an den regelmäßigen Wechsel von Überflutung und Trockenfallen,

- an eine mehr oder weniger starke Überschlückung der grünen Pflanzenteile,
- an die mechanische Belastung durch Strömung und Wellenschlag sowie
- an extreme Witterungsbedingungen (wie z.B. Eisgang) angepasst sein (Wolf 1988).

Mechanische Schädigung

Mechanische Beanspruchung spielt eine große Rolle bei der Zerstörung von Schilf (Sukopp 1989). Die Zonierung in nasser stehendes Strandsimsen-Röhricht und trockener stehendes Schilf-Röhricht beruht nicht auf der unterschiedlichen Feuchte oder dem Wasserstand, sondern in erster Linie auf der unterschiedlichen Toleranz gegenüber mechanischer Belastung aufgrund der arttypischen Halmform und Brüchigkeit (Krisch 1992).

Die maximale **Strömungsgeschwindigkeit**, bei der Schilf noch gedeihen kann, beträgt 0,28 m/s (Rodewald-Rudescu 1974). Die an der Unterelbe bei normaler Tide vorherrschende Strömungsgeschwindigkeit beträgt 0,56 bis 1,11 m/s, ist aber über bewachsenen Sandbänken niedriger. Zonen mit starker Strömung bleiben unbesiedelt, da die Pflanzen unterhalb der MThw-Linie zwar nicht strömungsfeindlich, aber auch nicht rheophil sind. Nur die Erstbesiedlungsstadien des Scirpetum maritimi, die stromseitig gelegen sind, ertragen stärkere Strömungen (Kötter 1961).

Wellen gehören in gewissem Maße zu den natürlichen Standortbedingungen. Ohne Treibsel, Eis und Algenmatten auflaufende Wellen können deshalb in der Regel auch von vitalen Schilfhalmern kompensiert werden (Krauß 1992). Trotzdem breitet sich Schilf z.B. am Bodensee-Untersee am wenigsten an sturm- und wellenexponierten Standorten aus (Dienst, Stark 1987).

Letzten Endes ist für das Überleben der Pflanzen die Dauer entscheidend, für die der Wellenschlag ertragen werden muss. In tidebeeinflussten Gewässern werden die am weitesten unterhalb der MThw-Linie liegenden Binsen-Bestände bei Auflaufen der Flut schnell unter der Flutwelle begraben; die höher siedelnden Bestände sind lange dem Wellenschlag ausgesetzt (Kötter 1961).

Treibender Müll und anderes **Treibgut** verstärkt die Wellenwirkung auf die Pflanzen. Wellen werden so durch statischen und dynamischen Druck wirksam (Krauß 1992).

Durch **Eis**plattenbewegung können ganze Schilfinselfen abrasiert und verdriftet werden, besonders im Tidebereich von Flüssen (Kurz, Küver 1991, Band 1).

Von großem Einfluss ist auch treibendes **Öl**. Schilf- und Binsen-Bestände weisen häufig in Höhe der MThw-Linie einen schmierigen Ring auf. Besonders ungünstig ist dies für die niedrigwüchsigen Pflanzen in Höhe des Mittelwassers, die verkleben und absterben können, z.B. *Eleocharis uniglumis*-Rasen; an der Unterelbe gibt es jährlich größere Schäden bei Schulau (Kötter 1961).

Eine weitere mechanische Belastung stellen **Mahd** und **Verbiss** dar. Sie führen zu Halmverlusten, die einen O₂-Mangelstress verursachen, da der Sauerstofftransport vom Spross ins Rhizom unterbrochen ist. Wegen Verringerung der Photosyntheseleistung verschlechtert sich die Versorgung mit Kohlehydraten (Steinmann, Brändle 1984). Dabei spielt es eine Rolle zu welchem Zeitpunkt der Vegetationsperiode die Schädigung erfolgt. Während winterlicher Schnitt nicht schadet, sterben Schilf-Bestände, die während der Vegetationsperiode durch Tritt, Beweidung oder Mahd gestört werden, ab, weil von oben Wasser eindringt, die Rhizome sich vollsaugen und „ertrinken“. Am schnellsten geschieht dies an der Unterelbe bei einer intensiven Beweidung durch Rinder; nach einer nur einmaligen Mahd können die Bestände noch einige Zeit überleben (Kötter 1961). Auch *Schoenoplectus lacustris* verträgt Halmverluste nur im Winter, wenn der Reservestoffgehalt hoch und die Stoffwechselaktivität gering ist (Steinmann, Brändle 1984). Dann können die im Frühjahr für das Wachstum der Rhizome und den Austrieb der Halme benötigten Kohlenhydratreserven noch genutzt werden, bevor die Möglichkeit zur Neuspeicherung gegeben ist.

Weidenutzung kann auch beeinflussen, welche Gesellschaft sich ansiedelt. An der Ostsee bilden sich unter Beweidung im meso- bis oligohalinen Bereich aus Röhricht Salzwiesen und bei reinem Süßwassereinfluss Flutrasen (Härdtle, Vestergaard 1996).

Nährstoffsituation

Bei der Betrachtung des Einflusses der Eutrophierung stößt man in der Literatur auf eine kontroverse Diskussion.

Ostendorp, Hille & Tiedge (1998) untersuchten eine Vielzahl von Schilf-Röhrichten europäischer Gewässer unterschiedlicher Trophie. Sie fanden eine Zunahme einiger

Vitalitätskenngrößen mit steigendem trophischen Niveau, z.B. eine Erhöhung von mittlerer Halmdichte, mittlerer Halmbiomasse und mittlerer oberirdische Bestandsbiomasse.

Degradations- oder Schwächungszeichen konnten nicht mit dem trophischen Niveau in Zusammenhang gebracht werden. Lediglich der Insektenbefall stieg mit der Zunahme des Nährstoffangebots. Insgesamt konstatierten sie keinen generellen Zusammenhang zwischen dem Röhrichrückgang oder der Bestandsdegradierung und dem Trophie-Niveau (bzw. der Eutrophierung). Trotzdem gelangen sie zu der Feststellung, dass wegen der Seeneutrophierung in Mitteleuropa mehr als 50 Gewässer vom Schilfsterben betroffen sind. Dabei fanden sie in Dänemark, Nord- und Ostdeutschland (NORD-Daten) eine andere Antwort der Schilfbestände auf die Eutrophierung als in Süddeutschland, Österreich und der Nord-Schweiz (SÜD-Daten). Bei den NORD-Daten fiel eine kontinuierliche Zunahme der Halmdichte und des Insektenbefalls mit steigendem trophischen Niveau auf, während bei den SÜD-Daten keine signifikante Abhängigkeit festgestellt werden konnte. Die Ursache für dieses Phänomen konnte nicht geklärt werden (Ostendorp, Hille, Tiedge 1998).

Allgemein lässt sich sagen, dass ein hoher Nährstoffgehalt des Wassers und Sediments negative Auswirkungen auf das Sklerenchym der Halmwand hat, so dass die Halme nicht mehr in der Lage sind, den Wellen mechanisch zu widerstehen (Ostendorp 1989).

Grundsätzlich besteht eine positive Korrelation zwischen Stickstoff- bzw. Phosphor-Angebot am Standort und dem Gehalt der Pflanze an diesen Elementen (Ostendorp 1990b). Ein hoher Gehalt an Stickstoff und Phosphor wirkt sich ungünstig auf die Halmfestigkeit aus (Kohl, Henning 1987; Bornkamm, Raggi-Atri 1986). Im Gegensatz zu dieser Feststellung fanden Hosner, Janauer & Haberl (1990) keine Auswirkungen auf die Halmfestigkeit. Sie vermuten, dass es zu einer Destabilisierung erst nach extrem hohen N- und P-Gaben kommt.

Bei Untersuchungen in Kulturbeeten fand Krumscheid-Plankert (1992), dass Stickstoffgaben oberirdisch produktionserhöhend wirken und zu einer Steigerung der Halmdichte führen.

Weiterhin wurde eine Veränderung der Bestandsstruktur beobachtet: es entwickelten sich verhältnismäßig mehr Halme ohne Rispe, die aufgrund des geringeren Durchmessers weniger stabil sind. Bei hohen Gaben von Stickstoff und Phosphor vergrößerte sich das Verhältnis der oberirdischen Biomasse zur unterirdischen. Die halmmechanischen Eigenschaften konnten durch hohe Gaben von Kalium und Stickstoff beeinflusst werden. Jedoch wurden erst auf der höchsten Düngungsstufe für alle drei Elemente (N, P, K) Effekte erzielt. Dabei konnten die Effekte der „oberirdischen“ Parameter auf die Wirkung einzelner Nährstoffe zurückgeführt werden, während es bei den „unterirdischen“ Parametern mehr auf eine Kombinationswirkung der Elemente ankam. Häufigste Interaktionen sind dabei jene zwischen Stickstoff und

Phosphor. Bei den gegebenen Untersuchungsbedingungen wurde eine direkte Schädigung der Nährstoffe ausgeschlossen. (Die Konzentration von Stickstoff und Kalium betrug maximal 50 mg/l, die von Phosphor maximal 5 mg/l.) (Krumscheid-Plankert 1992)

Ostendorp (1989) beschreibt in einem Modell zum Schilfsterben am Bodensee, dass es aufgrund der Eutrophierung zu einer Erhöhung der Halmzahl und Verringerung deren Festigkeit kommt und Fadenalgen zur Massenentwicklung kommen. Dies stellt eine mechanische Belastung für die ohnehin schon instabileren Halme dar. Außerdem verringert sich der Wasseraustausch zwischen dem Schilfgürtel und dem Wasser des Pelagials. Dadurch kommt es zu anaeroben Verhältnissen an der Grenze zwischen Wasser und Sediment und es entstehen toxische reduzierte Verbindungen (Methan, Schwefelwasserstoff, Ammoniak), was zum Absterben des Schilfes führt. Die schädigende Wirkung von H₂S auf Rhizome bestätigte Kovács (1990), während Pier, Dienst & Stark (1990) im Bodensee besonders vitale Bestände in Bereichen mit H₂S-Bildung fanden. Schröder (1987) weist zudem auf die Entstehung phytotoxischer Substanzen beim Abbau der Fadenalgenwatten hin, die auch zum Absterben von Schilf führen.

Eine wichtige Wirkung erhöhter Trophie liegt im massenhaften Auftreten von Fadenalgen, deren Watten im Zusammenhang mit Wellen eine starke mechanische Belastung für Röhrichtbestände darstellen. Krauß (1992) beobachtete an der Havel, dass Flachwasserbereiche bis 50 cm Tiefe völlig mit Fadenalgen angefüllt waren. Durch Wellen wurden diese samt anderem Treibgut in Bewegung gebracht und führten zum Knicken der Halme.

Der Gehalt an organischen und anorganischen Schwebstoffen sollte für eine ungestörte Röhrichtentwicklung 100 g pro Quadratmeter Wasserfläche nicht übersteigen (Schnell 1988).

Salinität

Schilf kann bis zu einem Salzgehalt des Bodenwassers von 6 ‰ gedeihen (Kurz, Küver 1991, Band 2). Da brackiges Wasser toleriert wird, führt also nicht das Brackwasser zur Ausbildung der Strandsimsen-Röhrichte, sondern die unterschiedliche Toleranz gegenüber dem Wellenschlag (Krisch 1992). Die Bezeichnung „Brackwasser-Röhricht“ für diesen

Vegetationstyp (vgl. 1.1., S.6) ist also etwas irreführend, worauf Ellenberg (1996) hinweist. Auf das Eindringen von Salzwasser reagiert *Phragmites australis* empfindlich (Kinder, Vagts 1999). Die Pflanzen reagieren auf eine Erhöhung der Salinität mit vermehrter Wasseraufnahme ins Gewebe („sukkulent response“) (Hennings, Gallagher 1992). Andere Röhrichte zeigen gegenüber Salz andere Ansprüche. Während die Salz-Teichsimse Brackwasser benötigt, sind Rohrkolben-Röhrichte sowohl empfindlich gegenüber Wellenschlag als auch gegenüber Salz (Kurz, Küver 1991, Band 2). Wenn die anderen Wachstumsbedingungen für Schilf gegeben sind, können Salzgehalte des Bodens von 1 % noch toleriert werden. Dies stellte Schweer (1953) bei Untersuchungen am Jadebusen fest. Obwohl die Vitalität von *Phragmites* durch den hohen Salzgehalt herabgesetzt wurde und es zum vermehrten Auftreten steriler Pflanzen kam, standen die Schilfvorkommen nicht im Zusammenhang mit Süßwasseraustrittsstellen. Jedoch wurde beobachtet, dass die Rhizome in der jeweils salzärmsten Bodenschicht angelegt wurden. Bei Untersuchungen an der Ostsee (Boddenküste) kam Jeschke (1995) zu dem Ergebnis, dass das Vorkommen von Brackwasser-Röhrichten im mesohalinen Bereich an den Zufluss von landbürtigem Süßwasser gebunden ist. Im Bodden dringen die Röhrichte nur bis 10-20 cm Wassertiefe vor.

Fraßschäden

Verschiedene Tiere können eine Schädigung von Schilf herbeiführen. Dies können sowohl Insekten als auch Wirbeltiere sein. Wasservögel weiden dabei die Ausbreitungsfront der Bestände ab (Kvet, Hudec 1971) und schädigen somit deren empfindlichsten Teil. Die einzigen autochthonen Weidegänger, die Schilfröhrichten ernsthaften Schaden zufügen können, sind allerdings die Graugänse (*Anser anser*). Alle anderen Tiere gehören nicht zur einheimischen Fauna und führen nur deshalb zu einer Schädigung, weil die natürliche Fauna anthropogen verändert wurde (Ostendorp 1989). Schädigungen durch den Bisam (*Ondatra zibethicus*) führten an der Havel zu Halm- und Schösslingsverlusten von bis zu 44 % pro Quadratmeter. Im langfristigen Mittel wurden die Schäden auf 20-30 % geschätzt (Krauß 1992). Außer den Graugänsen und dem schon erwähnten Bisam können Schäden an Röhrichten auch durch Sumpfbiber (*Myocastor coypus*), Höckerschwan (*Cygnus olor*) oder Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) hervorgerufen werden (Ostendorp 1989).

In trockeneren Habitaten fällt eine Abnahme der Halmzahl durch *Archanara* (Lepidoptera, Noctuidae) oder *Rhizedra* (Lepidoptera, Noctuidae) auf (Van der Toorn, Mook 1982).

Es wird auch eine teilweise gravierende Schädigung durch Larven und Puppen des Käfers *Donacia clavipes* (F.) beschrieben. Diese zapfen mit ihrem Tracheensystem die Interzellularräume der Pflanzen an. Durch die später zurückbleibenden Löcher kann Wasser eindringen und das Belüftungssystem der Rhizome zerstören (Fuchs 1991).

Über den Zusammenhang zwischen Schilfrückgang und Befall durch parasitische Pilze gibt es keine Berichte (Ostendorp 1989).

Des Weiteren sei auf den Zusammenhang zwischen der Eutrophierung und der Zunahme des Schädlingsbefalls verwiesen, der unter 2.3.3. (Nährstoffsituation) erwähnt wurde.

Frost

Frost kann zum Absterben von Schilfpflanzen führen. Allerdings sind davon mehr Individuen betroffen, wenn es sich um einen Bestand handelt, der gemäht wird. Am Greifswalder Bodden waren 17 bis 18 Tage nach einer Frostperiode mit einer Minimaltemperatur von $-6,1\text{ °C}$ in verschiedenen Untersuchungsflächen in geschnittenen Beständen 7,4 – 65,3 % der Sprosse erfroren, während in den nicht gemähten Flächen nur 4 bzw. 5,6 % der Sprosse vernichtet wurden (Krisch, Krauß, Kahl 1979).

3. Verbreitung von Röhrichten an Bundeswasserstraßen

Über die Verbreitung von Röhrichten an Bundeswasserstraßen gibt es nur begrenzt Literatur. Ausführlicher wurden Seen und die deutschen Küsten untersucht. Gebiete, die zu den Wasserstraßen See gehören, werden deshalb hier zum Teil mitbehandelt. Einige Flüsse werden im vorliegenden Text nur sehr kurz behandelt, andere sogar überhaupt nicht erwähnt. Die Ursache dafür ist nicht das Fehlen von Röhricht, sondern ein Mangel an Information in der im Rahmen dieser Arbeit zugänglichen Literatur.

Das folgende Kapitel enthält - sortiert nach den Untersuchungsgebieten - eine Auflistung von Röhrichtstandorten, die teilweise auch beschrieben werden.

3.1. Weser

Weite Röhrichtflächen sind an der Weser typisch. Dabei sind im Süßwasser vorwiegend Schilf (*Phragmites australis*), aber auch Rohrkolben (*Typha*) und die Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*) aspektbestimmend. Weiter flussabwärts findet sich Brackwasser-Röhricht, das Bolboschoenetum *maritimi* (Cordes 1993). Ursprünglich wuchsen hier vorwiegend *Bolboschoenus maritimus*, *Phragmites communis* und das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*), begleitet von Algenwatten. Durch wasserbauliche Maßnahmen sind diese Pflanzen aber stark zurückgedrängt worden. Die Meerstrandbinse überwiegt nur noch selten, so z.B. an der Strohauser Plate. Röhrichte an der Weser sind heute fast ausschließlich von *Phragmites australis* bestimmt. An der Unterweser sind die Röhrichte in den letzten hundert Jahren um ca. 46,2 % zurückgegangen (Heinrich, Mühlner 1981). Auf die Ursachen wird unter Punkt 4. noch eingegangen werden.

Der größte Teil der heute noch vorhandenen Röhrichte, Riedflächen und Schlickwatten befindet sich nicht am Hauptstrom, sondern an den Nebenarmen der Weser. Diese haben für die Selbstreinigung des Gewässers eine wichtige Funktion, die besonders bei einem belasteten Fluss eine große Bedeutung hat, aber gerade hier werden diese Ufertypen durch den Ausbau der Weser zum Großschiffahrtsweg immer mehr zurückgedrängt (Schuchardt, Beckmann, Knust, Schirmer 1984). Auch Cordes (1993) bestätigt, dass sich an der Unterweser größere Röhrichtbestände (Schilf-Röhrichte sowie Brackröhrichte mit Meerstrandbinse) nur noch in geschützten Bereichen befinden, z.B. am Rechten Weserarm bei Harriersand, beim Elsfl ether Sand, im Warflether Weserarm und an der Alten Ochtum.

An der Weser liegt die Verbreitungsgrenze von Schilf-Röhricht zwischen der MThw-Linie und 80 cm darunter. Strandsimsenröhricht und Dreikantsimsen-Strandsimsenröhricht findet man zwischen der MThw- Linie und 120 cm darunter (Claus, Neumann, Schirmer 1994). Nach Osterkamp & Schirmer (2000) liegt der Verbreitungsschwerpunkt von Schilfröhrichten im Weserästuar zwischen + 20 und – 40 cm bezogen auf die MThw. Sie wachsen auf insgesamt 18 % der Vorlandflächen, das sind 970 ha. Die Autoren geben ebenfalls geschützte Bereiche als Standorte an: den Bereich des Warflether Armes, des Rechten und Linken Nebenarmes, die Strohhauser und die Einswarder Plate.

In den tidebeeinflussten Auen, die landwirtschaftlich genutzt werden, kann *Phragmites australis* in diese einwandern. So kann es auf Lolio-multiflorum und von Wiesenfuchsschwanz geprägten Flächen recht schnell zur Entstehung von Röhrichten kommen (Osterkamp, Schirmer 2000). Erfolgt die Einstellung der Nutzung, so kommt es zur kurzfristigen Dominanz der wuchskräftigeren Arten des Standortes: an Röhricht-Standorten etabliert sich das Mittelgras *Elymus repens* und als Obergras *Phragmites australis* (Kinder, Vagts 1999).

Durch den Ausbau der Weser und der dadurch verschobenen Grenze des Brackwasser-Einflusses konnten sich die Brack-Röhrichte stromaufwärts ausbreiten. Allerdings wurden einige der Standorte durch Vorspülen von Baggergut oder durch Maßnahmen zur Ufersicherung schnell wieder vernichtet (Cordes 1993).

Es folgt eine Zusammenstellung der von verschiedenen Autoren an der Weser beschriebenen Standorte. Diese sind mit der Fließrichtung von Süden nach Norden sortiert. Es ist dabei zu beachten, dass die Angaben aus verschiedenen Jahren stammen. Die Einstufung der Entwicklungsbedürftigkeit, die Claus, Neumann & Schirmer (1994) geben, orientiert sich an dem für das Gebiet entwickelte Leitbild.

Die Röhricht-Standorte:

- zwischen **Hannoversch-Münden** und **Karlshafen**: kleinere Bestände an den Gleithängen (mündliche Mitteilung von M. Buschmann, Umweltinstitut Höxter – Gruppe Ökologie und Planung, am 19. Sep. 01)
- **Staustufe Hameln**: größter Röhricht-Bestand linksseitig an der Weser (mündliche Mitteilung von M. Buschmann, Umweltinstitut Höxter – Gruppe Ökologie und Planung, am 19. Sep. 01)

- **Bremen Stadt:** - in der Grollander und der Huchtinger Ochtum beginnt die Röhricht-Entwicklung (z.T. Initialpflanzungen)
 - an der Ochtum beim Flughafen gibt es ein Röhricht mit hohem Anteil der Schlanken Segge (*Carex acutiformis*) und Kalmus (*Acorus calamus*) (diese Röhrichte sind alle stark entwicklungsbedürftig)
 - stellenweise am Werdersee und an der Weser in Buchten mit Sand und Schlick; sehr stark entwicklungsbedürftig
 - keine Röhrichte in Gräben (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- **Strom / Warfeld:** große Röhrichtfläche schon vor Beginn der Ausgleichsmaßnahmen (8-9 ha), soll durch Anhebung der Grundwasserstände und Umgestaltung der Ufer auf 11-12 ha vergrößert werden (das entspricht 10 % der Fläche des Ausgleichsgebietes)
 - Ansiedlung von Fließgewässer-Röhrichten (Glycerio-Sparganion) auf den Renaturierungsflächen hat an der Ochtum und der Varreler Bäke schon begonnen
 - an der Alten Ochtum im Süden des Reedeichs befinden sich naturnahe Röhrichte
 - alle Röhrichte in diesem Gebiet sind entwicklungsbedürftig (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- **Niedervieland:** im Bereich des Überflutungspolders sind ausgedehnte Röhrichtflächen
 - weitere Röhrichte an einigen Gräben, auf und im Randereich von Spülfeldern; werden durch Verbuschung verdrängt
 - Röhrichte in diesem Gebiet sind stark entwicklungsbedürftig (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- **Werderland:** die größten Röhricht-Vorkommen an der Lesum befinden sich westlich der Burger Brücke, nördlich des Dunger Sees, südlich des Knoops-Park, am Schönebecker Sand
 - an der Unterweser kommen Röhrichte nur an der Pastorengate vor, sie sind aber zu klein, um eine naturraumtypische Funktion erfüllen zu können (0,5 ha)
 - Randbereich des Werderlandes, im Binnenland: Standorte an der Moorlosenkirche (Wohnwagenstellplatz), auf dem Klöckner-Gelände, an der Großen Brake, an der Lesumbroker Landstraße
 - Röhrichte an der Unterweser sind als sehr stark entwicklungsbedürftig einzustufen (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- **Ochtumer Sand / Stedinger Marsch:** Standorte an der Nordspitze des Ritzenbütteler Sandes, an der Alten Ochtum, am Ochtumufer auf Höhe Duntzenwerder, am Ochtumer Sand
 - am Ritzenbütteler Sand befindet sich das einzige am Hauptstrom der Weser gelegene Röhricht; kleinflächig

- der Winterdeich liegt in diesem Abschnitt direkt an der Weser, so dass es keine Vordeichsflächen gibt, die potentielle Röhrichtstandorte darstellen
- an der Alten Ochtum und am Ochtumer Sand sind die Röhricht-Vorkommen durch Beweidung begrenzt
- die Röhrichte sind stark bis sehr stark entwicklungsbedürftig (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- **Hunte / Stedinger Marsch:** Standorte: Vorland im Bereich der Wesersande; besonders auf dem Warflether Sand bzw. am Warflether Arm und dem Elsflether Sand gibt es größere zusammenhängende Röhrichtflächen (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- an der Hunte gibt es weitere wertvolle Bestände (besonders Huntealtarm Buttelerhörne, Huntealtarm bei Neuenhuntrorf) (LK Wesermarsch 1992 in Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- in den letzten Jahrzehnten Rückgang der Röhrichtflächen (Heinrich, Mühlner 1981)
- Röhrichte gelten als entwicklungsbedürftig (Claus, Neumann, Schirmer 1994)
- an der Hunte und den angrenzenden Marschländern befindet sich Tideröhricht (BUND 1996)
- **Warfleth:** am Warflether Sand befindet sich ein 200 m breiter Röhrichtstreifen; er wird zu 50 % gemäht (BUND 1996)
- **Juliusplate:** Juliusplate: an der Weser und zum Warflether Arm: ausgedehnte Röhrichtflächen; zu 70 % gemäht (BUND 1996)
- **Ruschsand:** kleinflächige Röhrichte (BUND 1996)
- **Elsfleth:** die Röhrichte am Elsflether Sand werden z.T. gemäht (BUND 1996)
- **Harriersand:** am Ufer des Rechten Nebenarmes gibt es auf Höhen um NN +/- 0 m Röhrichtbestände (BUND 1996)
- am rechten Nebenarm, ca. 200 m nördlich der Brücke bis zum Nordende von Harriersand gibt es Rohrkolben-Röhricht (sonst ist an der gesamten Unterweser Schilf-Röhricht flächenmäßig der dominante Vegetationstyp; im gesamten Untersuchungsgebiet Unterweser wurden viele kleine verschilfte Restflächen und ausgedehnte Schilf-Röhrichte gefunden) (Kurz, Küver 1991, Band 2)
- **Brake:** im Vorland südlich von Brake: eine größere Röhrichtfläche (ca. 20 ha) südlich des Oberhammelwarder Sieltiefs; mehrere kleinere Röhrichte (durch Freizeitnutzung stark beansprucht)
- im Norden des Howiekslandes 1-3 m breiter Röhrichtstreifen mit charakteristischer Zonierung, mit *Schoenoplectus tabernaemontani*; danach 10-40 m breites Brack-Röhricht mit *Bolboschoenus maritimus*; danach mindestens 40-50 m breites Fluss- und Teichröhricht;

weitere z.T. bis 6 m breite Röhrichte an den Entwässerungsgräben, am Golzwarder Außentief, an der Hasengate, am Deichfuß im Howieksland (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

- Röhrichte sind sehr stark entwicklungsbedürftig

• **Osterstader Marsch:** im rechten Nebenarm in Ufernähe Röhricht (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

• **Strohauser Plate / Schweiburg:** am Nebenarm Schweiburg gibt es einen breiten Tideröhrichtgürtel (BUND 1996)

- die Flächen außerhalb der Sommerdeiche an der Strohauser Plate bestehen aus Röhricht (BUND 1996); Röhrichtfläche an der Strohauser Plate ca. 235 ha (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

- Brackwasser- und andere Röhrichte (BUND 1996)

• **Dreptenniederung / Rodenkirchen:** umfangreiche Röhrichtflächen im Vorland der Unterweser, dominierend auf etwa 59 % der Vordeichsflächen; der Röhrichtgürtel der Unterweser kommt dem Leitbild sehr nahe; ist entwicklungsbedürftig, da Röhricht an der Unterweser zu den bedrohten Biotoptypen gehört (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

- auf den Spülfeldern südlich des Inkersfleth-Einzugsgebietes gibt es im nördlichen Teil Schilfbestände (BUND 1996)

- an der Drepte: es gibt Süßwasser-Röhrichte (BUND 1996)

- bei Rodenkirchen: Brackwasser- und andere Röhrichte (BUND 1996)

• **Landwürden / Kleinensiel / Esensham:** brackig-limnische Röhrichte; Brackröhrichte im Vorland als Randsteifen zum Schlickwatt; anschließend Flussröhrichte (großflächig nur auf der Einswarder Plate); Röhrichte werden durch Sommerdeiche und landwirtschaftliche Nutzung zurückgedrängt (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

- Röhrichtflächen befinden sich vor dem AKW Esensham (zwischen Beckumer Siel und Esenshamer Sieltief); sie werden z.T. gemäht (BUND 1996)

- Kleinensieler Plate: Schilfbestände mit vorgelagertem Brackwasserröhricht (BUND 1996)

- in den Röhrichten findet man gefährdete Arten (Wasserfenchel, Blaugrüne Binse, Einspelzige Sumpfbirse) (BUND 1996); im Süden von Kleinensiel ausgedehnte

Schilfbestände, z.T. mit vorgelagertem Strandsimsen-Röhricht (Claus, Neumann, Schirmer 1994)

• **Blexen:** typisches Brackwasser-Röhricht, geht bis Tettens; der äußere Saum besteht aus *Bolboschoenus maritimus* und ist bis zu 150 m breit; anschließend *Phragmites*-Bestände, die weit ins Vorland ragen können (Grotjahn 1983)

• **Wurster Küste zwischen Weddewarden und Schmarren** (wenn nicht anders

gekennzeichnet: zitiert aus Kinder, Vagts 1999):

- auf Spülflächen Brackwasser- Röhrichte, die das Ergebnis einer 20jährigen Sukzession sind (Anfang der 80er Jahre erfolgten Aufspülungen mit sandigen Hafensedimenten, die zu einer Aufhöhung der niedriger liegenden Wattflächen führten)
- kein Röhricht im südlichen Bereich der Bühnenfelder aufgrund des zu starken Wellenschlages
- auf höherliegenden Wattflächen, im Uferbereich und im im Norden angrenzenden Teil des Ästuars findet man Strandsimsen-Röhrichte, oberhalb davon Schilf-Röhrichte; Übergang vom Simsen- zum Schilf-Röhricht (*Astero tripolii*-Phragmitetum) im Bereich des mittleren Springtide-Hochwassers
- noch weiter landeinwärts gibt es einen spärlichen Bewuchs mit *Scirpus*-Halmen, der in ein geschlossenes (aber lichtes) Strandsimsen-Röhricht (*Bolboschoenetum maritimi puccinellietosum*) übergeht; außerdem Halophyten
- die Strandsimse kommt im äußeren Weser-Ästuar noch weit unterhalb MThw vor; ihr Vorkommen bei Weddewarden markiert fast die lokale nördliche Verbreitungsgrenzen im Gebiet
- einzelne Horste von Salzschlickgras (*Spartina anglica*) stellen den südlichsten Fund dar (Kinder, Vagts 1999); dieser Neophyt wurde bis Anfang der 80er Jahre nicht südlicher als Wremen gefunden (Grotjahn 1983)
- oberhalb des Strandsimsen-Gürtels hat *Phragmites australis* die größte Wuchskraft; die Schilf-Röhrichte sind sehr dicht; schwierig für die Halophyten: nur kurzlebige können im Frühjahr im noch spärlichen Röhricht keimen (Kinder, Vagts 1999)

Zusammenfassend erwähnen Claus, Neumann, Schirmer (1994b) als Standorte großflächiger Röhrichte an der Unterweser die Strohauser Plate, das Vorland westlich der Schweiburg, die Einswarder Plate, das Vorland bei Dedesdorf, das NSG Rechter Nebenarm, den Warflether Sand und einen Standort südlich der Kleinensieler Plate. Diese werden als entwicklungsbedürftig bewertet, obwohl sie gut ausgeprägt sind. In Bezug auf das Leitbild sind sie noch großflächiger zu entwickeln. Die Autoren (Claus, Neumann, Schirmer 1994) betonen, dass die binnendeichs gelegenen Röhrichtflächen NICHT das tidebeeinflusste Röhricht am Ufer der Weser ersetzen.

3.2. Werra

- zwischen **Meiningen und Hörselmündung** (Fluss-km 221-112): das Salzunger Becken ist charakterisiert durch Salzauslaugungsvorgänge
- Erdfälle unterschiedlicher Größe, die sich z.T. mit Wasser gefüllt haben; sie begleiten den mäandrierenden Fluss als Seen; sie haben teilweise Schilfgürtel (z.B. Breitunger See) (DVWK 1994)

3.3. Fulda

1994 wurden zwischen folgenden Fulda-Fluss-km Röhricht kartiert (DVWK 1994):

- 175-148: „Pfordter Seen“, kleinflächige Röhrichte
- 148-115: „Bruchwiesen bei Mengshausen“ mit Stillgewässern und Röhrichten (Naturschutzgebiet)
- 115-92
- 92-60: lineare flussbegleitende Röhrichte und Hochstaudenfluren

3.4. Elbe

Die Unterelbe verfügte in Schleswig-Holstein 1988 noch über insgesamt etwa 680 ha Tideröhrichte und –rieder, von denen ungefähr 30 % Initialphasen mit einer nur geringen Vegetationsbedeckung darstellten (Wolf 1988). Das Substrat in der Unterelbe besteht zum großen Teil aus Sand, vorwiegend aus künstlichen Aufspülungen. Die Prallhänge sind dabei nicht so gut als Standorte geeignet, da hier die Erosion oft bis zu den künstlichen Uferbefestigungen fortgeschritten ist. Es fehlen höhere Pflanzen entweder völlig, oder die Vegetation des Ufers ist durch die Übersandung (aufgrund des erhöhten Sandangebots von in der Nähe liegenden Aufspülungen) stark verändert. Prallhänge haben steilere Ufer; die Röhrichte finden sich deshalb nur als schmaler Saum (Wolf 1988).

Wolf (1988) gibt eine allgemeine Beschreibung der Tideröhrichte und –rieder der Elbe, die hier verkürzt wiedergegeben werden soll:

Horizontal und vertikal gibt es bestimmte Abfolgen von Pflanzengesellschaften, wobei untergetauchte Pflanzen oder Schwimmblattpflanzen hier fehlen. Maximal 2 m unterhalb

MThw findet man die ersten röhrichtbildenden Pflanzen. Dabei gedeihen in der größten Tiefe *Schoenoplectus*-Arten. Bei Deichbaumaßnahmen werden solche Standorte fast vollständig zerstört, so dass sie an der Unterelbe sehr selten geworden sind.

Mit zunehmender Nähe zur MThw-Linie treten weitere Arten hinzu: Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*), Schilf (*Phragmites australis*); Rohr-Glanzgras (seltener) (*Phalaris arundinacea*), Schmal- und Breitblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*), Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*). Diese schließen sich dichter zusammen und bilden ab einer bestimmten Höhe einen geschlossenen Röhrichtgürtel, in dem eine Art meist vorherrscht, während andere Arten nur eingestreut sind. Auch in der Unterelbe ist die typische Aufeinanderfolge von Strandsimsen-Röhricht, das einem Schilf-Röhricht vorgelagert ist, zu erkennen. Allerdings ist diese Abfolge im Süßwasserbereich praktisch nur in den tidebeeinflussten Gebieten zu finden.

Auf Höhe der MThw-Linie schließen sich von Hochstauden dominierte Gesellschaften an. In natürlicher Landschaft stellen die Hochstaudenrieder einen mehr oder wenig breiten Übergangsbereich zu den sich selbst verzügelnden (Weichholz-) Auenwäldern dar, die es aber an der Unterelbe nicht mehr gibt. Statt dessen findet man nur Anpflanzungen verschiedener Gehölze (Wolf 1988).

Seelig (1992) untersuchte die Elbe zwischen Geesthacht und der Bunthäuser Spitze. Die Verbände des Phragmition, die überwiegend unterhalb MThw vorkommen, steigen mit der Vegetationsgrenze nach oben. Zwischen Geesthacht und der Bunthäuser Spitze wandert die Vegetationsgrenze entgegengesetzt der Fließrichtung, also von Westen nach Osten, nach oben. Dies liegt an den im Westen verhältnismäßig ausgeglichenen hydrologischen Bedingungen im Vergleich zu den im östlichen Teil, am Schleusenkanal, vorherrschenden. Die Autorin stellt ebenfalls einen starken Rückgang der Tide-Simsen-Röhrichte aufgrund des Fehlens geeigneter flacher Ufer fest. Im westlichen Teil bestand das Sediment, auf dem die verbleibenden Röhrichte siedeln, überwiegend aus Schlick, während die Röhrichte im östlichen Teil eher auf Sand zu finden waren. In letzteren war *Phalaris arundinacea* meist bestandsbildend und es gab kaum weitere Arten der Phragmitetea.

Im Hafen- und Hafenrandgebiet von Hamburg konnte Preisinger (1985) einen Rückgang der Süßwasserwatten feststellen, was er auf Strombauten und die Abdämmung von Marschflächen und Stromarmen (z.B. Dove Elbe, Alte Süderelbe, Haseldorfer Marsch) zurückführt. Weiterhin führt er als Ursache an, dass Marsch- und Wattflächen mit

Sedimenten, die aus den Fahrrinnen und Hafenbecken ausgebaggert werden, aufgespült werden. Die verbleibenden tidebeeinflussten Marschen nehmen im Vergleich zu den künstlich erhöhten Flächen nur noch kleine Restflächen ein. In den wenigen Uferbereichen mit naturnaher Vegetation fand er – stark vereinfacht – folgende Vegetationszonierung:

- unterhalb MThw:

- Strandbinsen-Röhricht: *Scirpetum maritimi*
- Dotterblumen-Schilfröhricht (bei Kötter (1961) als Fazies des *Scirpeto-Phragmitetum* angegeben)

- oberhalb MThw:

- Staudenfluren unterschiedlicher Arten-Zusammensetzung
- Weichholzaue
- Hartholzaue, nur noch fragmentarisch vorhanden.

Preisinger unterschied dabei je nach Uferstruktur und Naturnähe vier Vegetationstypen:

Naturnahe Auenvegetation auf Flusssediment (Typ 1) oder auf Auf- und Vorspülung (Typ 2), anthropogen beeinflusste Auenvegetation an unverbauten Ufern, die vorwiegend schifffahrtsbedingten mechanischen Belastungen ausgesetzt ist (Typ 3) und an Ufern mit Steinpackungen (Typ 4). Insgesamt kommen im Hamburger Hafengebiet Tide-Röhrichte und Auenwälder wegen fehlender Standorte nur noch kleinräumig vor. Bemerkenswert ist, dass trotzdem ein großer Prozentsatz des ursprünglichen Arteninventars noch vorhanden ist.

Preisinger hält die Neuentwicklung naturnaher Auenvegetation in diesem Gebiet überall dort für möglich, wo ein möglichst breiter und flacher Uferstreifen vorhanden ist. Er verweist in diesem Zusammenhang auf die Elbe-Insel Neßsand, die in den 40er Jahren durch Aufspülung entstanden ist und heute eine Vegetation aufweist, die der im NSG Heuckenlock sehr ähnlich ist (siehe weiter unten).

Auf die Bedeutung solcher Bestände für die Selbstreinigung des Flusses und die Qualität des Wassers macht Fritz (1985) aufmerksam.

Weiter stromab liegt das Untersuchungsgebiet von Oertling (1992). Er betrachtete die Elbe zwischen Hamburg und Cuxhaven im Hinblick auf die Ufervegetation.

Die zwischen 200 cm unterhalb und 15 cm oberhalb der MThw-Linie dominierenden *Phragmitetea* werden im Elbmündungsbereich durch salzabhängige Klassen ersetzt

(Spartinetea, Thero-Salicornieta, Asteretea). Auf schlickigem Untergrund kommt das Phragmition nur dort vor, wo *Typha angustifolia* bestandsbildend siedelt. Mindestens 70 cm unterhalb der MThw hat auf Schlick das Bolboschoenion seinen Verbreitungsschwerpunkt, kann aber höher hinaufreichen, wenn Phragmition-Bestände fehlen.

Deschampsia wibeliana sorgt in den Lücken und Fugen der Steinschüttungen für hohe Anteile des Phragmition. In Höhe der MThw-Linie ist an steinverbauten Ufern *Phalaris arundinacea* bestimmend.

Im dem Untersuchungsgebiet ist die Zusammensetzung der Vegetation besonders vom Salzgehalt (Süß- oder Brackwasser) und der Art des Sediments (Sand oder Schlick) abhängig, weshalb der Autor seine Beschreibung der Vegetation im limnischen Bereich nach diesen Faktoren gliedert:

- Limnisch

- auf Sand: der Röhrichtgürtel ist sehr schmal, an einigen Stellen nur 20 cm; Schilfröhricht tritt ab 50 cm unter MThw auf, teilweise auch tiefer; das Schilfröhricht auf Sand ist artenärmer als jenes auf Schlick; wegen der ständigen Sandbewegungen und Übersandung entwickelt sich ein dichter Unterbewuchs aus *Deschampsia wibeliana*, da diese Art das gut toleriert
- auf Schlick: man findet eine gleichbleibende Vegetationszonierung; bei landseitigen Störungen kommt es zum Wegfallen des Röhrichtgürtels; vorgelagert ist ein *Bolboschoenus maritimus*-Gürtel, dessen Ausmaß von der Größe der Flachwasserzone abhängig ist; stromseitig wird dieser Gürtel meist durch *Schoenoplectus tabernaemontani* begrenzt; in Höhe der MThw-Linie trifft man erste Horste von *Phalaris arundinacea*; darauf kann direkt die Weichholzaue folgen (bei intensiver Mahd und Weidehaltung verschwinden die Hochstaudenrieder und *Phalaris*-Bestände, wodurch das Schilfröhricht dann direkt an Grünland grenzt)

- Brackwasser

Bolboschoenus maritimus und *Schoenoplectus tabernaemontani* bilden unterhalb 40 cm unter MThw einen geschlossenen Röhrichtgürtel; der Schilf-Gürtel reicht bis oberhalb MThw und geht dann in ein Hochstaudenried über; in Salzwasserbedingungen bildet *Phragmites australis* keine geschlossenen Bestände; statt des Schilfes findet man Strandsimsenröhricht mit *Bolboschoenus maritimus* und *Schoenoplectus tabernaemontani*, allerdings nur bis etwa 80 cm unterhalb der MThw-Linie; oberhalb der MThw-Linie werden die Röhrichte von Rasengesellschaften abgelöst, in denen *Agrostis stolonifera* dominiert

Es folgt eine Zusammenstellung einiger weiterer von verschiedenen Autoren an der Elbe beschriebenen Standorte. Diese sind mit der Fließrichtung von Süden nach Norden (bzw. teilweise von Osten nach Westen) sortiert. Es ist dabei zu beachten, dass die Angaben aus verschiedenen Jahren stammen.

Die Standorte:

- **NSG Heuckenlock:** hier sind die flächenmäßig bedeutendsten Röhrichtvorkommen am Nordufer der Süderelbe, ebenso an der Fährinsel am gegenüberliegenden Ufer; naturnahe Auenvegetation auf Flusssediment, gehört zum weiter oben erwähnten Typ 1; artenreich; das NSG ist zur Süderelbe hin durch eine Verbauung abgegrenzt, deshalb fehlen in dieser Richtung die Strandsimsen-Röhrichte völlig; dahinter folgt schmales Schilf-Röhricht, danach Weichholzaue (deren niedrigste Bereiche liegen heute zu tief, da das MThw 2,2 m über NN liegt; deshalb wurden viele Pappeln geschädigt und entwurzelt); zwischen Uferwall und großem Priel befindet sich ein ausgedehntes Dotterblumen-Schilfröhricht (Preisinger 1985)
- **Kattwyk / Kattwykhafen:** die Vegetation bei Kattwyk gehört zum weiter oben erwähnten Typ 3: das unverbaute Ufer liegt am Hauptschiffahrtsweg und weist ein steiles Uferprofil auf; die Vegetation ist starken mechanischen Belastungen aufgrund von Strömungen und schifffahrtsbedingtem Wellenschlag ausgesetzt; es gibt deshalb keinen geschlossenen Röhrichtgürtel, nur an geschützten Stellen findet man Dotterblumen-Schilfröhricht- und Strandbinsen-Röhricht-Reste; die Röhrichte stehen auf einem Auenlehmrest; sie reichen bis 1 m unter MThw; hinter dem Röhricht folgt Korb-Mandelweiden-Gebüsch auf Sand; am Kattwykhafen gehört die Vegetation zum weiter oben erwähnten Typ 4; das Ufer ist durch eine Steinschüttung befestigt; zwischen den Steinen gedeiht eine mehr oder weniger artenreiche Vegetation aus Kräutern und Stauden (Preisinger 1985)
- **Crantz-Neuenfelde:** im Uferbereich von Neuenfelde gibt es ein flächenmäßig bedeutsames Röhricht; künstlich durch Sandvorspülung angelegte naturnahe Vegetation; gehört zum weiter oben erwähnten Typ 2; im Zusammenhang mit dem Deichneubau Mitte 60er Jahre entstanden; die Ufer zur Elbe sind unverbaut; innerhalb der nächsten 20 Jahre erfolgte eine Sukzession, durch die naturnahe Auenvegetation entstand: 2 m unterhalb MThw beginnt das Strandbinsen-Röhricht, anschließend folgt Dotterblumen-Schilfröhricht; der sandige Uferwall ragt nur einige dm über MThw und ist von Weidengebüschen und Staudenfluren bewachsen; hinter dem Uferwall findet man Schilf- und Rohrkolben-Röhrichte auf schlickigem Grund; in Richtung Deich folgt der Auenbereich mit Staudenried und gepflanzten Baumbeständen (Weiden, Pappeln, Ahorn) (Preisinger 1985);

im Bereich Crantz-Neunfelde befindet sich das am weitesten stromaufwärts gelegene bestandsbildende Vorkommen tidebeeinflusster Strandsimsen-Röhrichte; oberhalb Hamburgs fehlt das *Bolboschoenus*-Röhricht (Oertling 1992);

- **Elbinseln Neßsand und Schweinesand:** Röhrichtflächen mit relativ naturnaher Vegetation (Preisinger 1985)

- **Wedel:** oberhalb Wedels ist noch natürlicher Sandstrand (Kötter 1961), auf dem die Vegetation tiefer als 1 m unter MThw mit großen bultigen Rasen der Sumpf-Simse (*Eleocharis palustris* agg.) beginnt; die meist einartigen Bestände grenzen übergangslos an Schilf; dort findet man auch die Stromschmiele (*Deschampsia wibeliana*), die an der Unterelbe eine endemische Art darstellt (sie ist auf Ästuar-Bedingungen spezialisiert); die Schilfzone ist in Bereichen mit verstärkter Sandakkumulation artenreicher, aber weniger vital (Wolf 1988)

- Vorland vor **Giesensand:** der größte Teil der Tideröhrichte sind *Schoenoplectus tabernaemontani* bzw. *Sch. lacustris*-Bestände, also „Initialphase des Scirpetum triquetrum – maritimi; 135 ha der sehr locker von höheren Pflanzen besiedelten Wattflächen können als Tideröhricht-Flächen bezeichnet werden (Wolf 1988)

- **zwischen Pinnau-Mündung und Twielenflether Sand:** hier gibt es die größten Tideröhricht-Flächen an der Unterelbe (ca. 200 ha) (Wolf 1988)

- **Krückau-Mündung:** oberhalb bis in die Nähe von Wedel befindet sich natürliche Ufervegetation; zwischen der Krückau- und der Pinnau-Mündung gibt es insgesamt ca. 160 ha Röhricht (Wolf 1988)

- **Kollmar:** kleinere schützenswerte Tideröhricht-Flächen; schmaler Saum, insgesamt ca. 7,5 ha (Wolf 1988)

- **Glückstadt:** im Schutz der Rhin-Plate befindet sich natürliche Ufervegetation; auf der Rhin-Plate wurden 10 ha Tideröhricht geschätzt (Wolf 1988)

- Vorländereien zwischen **Stör-Mündung und Bielenberg:** seit Errichtung des neuen Fähranlegers sind unterhalb Glückstadt ca. 24 ha Tideröhrichte; an der Stör-Mündung relativ großflächig *Schoenoplectus triquetrum*-Bestände; zwischen Glückstadt und Bielenberg nach umfangreichen Sandaufspülungen noch ca. 5 ha Tideröhrichte (Wolf 1988)

- **Groß Arentsee:** kleinere schützenswerte Tideröhricht-Flächen; im Vorland zwischen Groß-Arentsee und der Stör-Mündung gab es 1980 ca. 10 ha Tideröhricht (Wolf 1988)

- **St. Margarethen:** kleinere schützenswerte Tideröhricht-Flächen; max. 0,5 ha im Gebiet „Bütteler Außendeich“

- im Gebiet „St. Margarethener Außendeich“ ca. 40 ha Tide-Röhrichte (Wolf 1988)

• **Neufelder Vorland:** im Vorland vor Neufeld gab es 1988 ca. 86 ha Brachwasser-Tideröhrichte und -rieder; sie nahmen den ganzen Bereich von den westlichsten Vorposten bis in die Nähe von Triangel ein, und zwar von der Grenze der höheren Vegetation (bei 1,5 m unter MThw) bis etwa zur MThw, z.T. auch wenige Dezimeter oberhalb MThw (Wolf 1988); am Neufelder Vorland wachsen Röhrichte mit der Strandsimse, die die größte Salztoleranz hat; diese Röhrichte sind deshalb am weitesten elbabwärts zu finden; dort ist wahrscheinlich auch ohne Beweidung die natürliche Verbreitungsgrenze der Tideröhrichte (Raabe 1981); entlang des Salzgradienten gibt es deutliche Vegetationsunterschiede: im Westen des Neufelder Vorlandes kommt das Schilf nur inselartig vor, im Osten aber als geschlossener Gürtel mit vorgelagerten Strandsimsen-Beständen (Wolf 1988)

Kötter (1961) untersuchte vor 40 Jahren die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe und beschrieb sie sehr ausführlich. Oertling (1992) stellte fest, dass die von Kötter erwähnten Standorte verschiedener Röhrichte im allgemeinen noch zu finden waren, dass aber an Standorten mit starker Schlickakkumulation eine Sukzession in Richtung Schilfröhricht erfolgt war.

Wolf (1988) schlägt zum Schutz der Röhricht-Flächen vor, mindestens unterhalb von 30 cm über MThw keine Beweidung zuzulassen. Generell wäre es günstig, nur Schafe in den an Röhrichte grenzenden Flächen weiden zu lassen.

3.5. Rhein

Röhricht gibt es im Rhein z.B. beim Schaaren (km 130,5). Am rechten Ufer unterhalb von Stein am Rhein drängen Wellen, die durch den Bootsverkehr verursacht werden, das Schilf entlang des Erosionssaumes immer weiter zurück (Huber, Weiss 1986).

3.6. Oder

Ein Teil der Oder gehört zu den Bundeswasserstraßen, nicht jedoch das untere Odertal, das in Polen liegt. Dieses war bis 1945 ein Nasspolder von 5684 ha. Nach dem Krieg verfielen die wasserbaulichen Anlagen. Da die Wasserstände nicht mehr geregelt werden konnten, wurde die landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes eingestellt. Deshalb entwickelte sich in den

letzten 50 Jahren eine ursprüngliche Vegetation mit ausgedehnten Röhrichten, Seggenriedern und Überflutungsmooren (Köhler, Chojnacki 1996).

3.7. Ems

Oberhalb von Emden findet man in der Außenmuhde die Vegetationstypen Röhricht, Brackwasser-Röhricht, Flussröhricht, Seggenried und Salzwiese. Diese sind jedoch durch die Fahrwasservertiefung gefährdet (Höpner 1994).

Im Tidebereich des Dollarts ist Brackröhricht die charakteristische Pflanzengesellschaft (Dahl, Heckenroth 1978).

3.8. Wümme

An der unteren Wümme sind die Vorlandflächen recht groß, da die Winterdeiche dem mäandrierenden Flusslauf nicht genau folgen. Diese Flächen werden durch eutrophes Flusswasser überflutet, was aufgrund der Veränderung der hydrologischen Bedingungen durch den Unterweserausbau seit Anfang des Jahrhunderts häufiger geschieht. (Der Tidenhub beträgt in Borgfeld 1,09 m und an der Flussmündung 2,50 m.) Auf den ehemaligen Grünflächen konnten sich vor allem Röhrichte gut entwickeln, außerdem Hochstaudenfluren und Weidengebüsche. Es wurden einige gefährdete oder seltenen Arten gefunden.

Als äußerste Posten der Makrophytenvegetation findet man Inseln aus *Scirpus lacustris*- und *Acorus calamus*- Röhricht auf den tiefsten Bereichen der Süßwasserwatten. In den stärker verlandeten Gebieten existiert ein lückiges Pionierröhricht. Dort dominieren Herden von *Equisetum fluviatile*, *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*, *Eleocharis palustris* und *Schoenoplectus lacustris*. Potametea-Arten (u.a. *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*) gedeihen in den Bereichen mit weniger bewegtem Wasser.

Scirpetum maritimi ist nur im westlichen Teil des Gebietes zu finden; es ist von *Bolboschoenus maritimus* dominiert.

Den größten Anteil der gesamten Vegetation stellen flächenmäßig die Schilf- und Wasserschwaden-Röhrichte. Das Phragmitetum zeigt eine typische Ausprägung für unter Tideeinfluss stehende Flächen. An Standorten, die sich deutlich unterhalb der MThw-Linie

befinden, kommen auch *Cardamine amara* und *Caltha palustris* in großer Abundanz vor. Im Glycerietum maximae ist neben dem Wasserschwaden *Typha latifolia* oft codominant; *Typha* kann aber auch Reinbestände bilden.

Das Phalaridetum arundinaceae bildet meist die Saumgesellschaft an den etwas höher gelegenen Standorten und bildet den Übergang zu den Hochstaudenfluren (Flügger, Kramer, Cordes 1985).

3.9. Eider

Aufgrund der Gewässerberuhigung durch das Sperrwerk Hundeknöll kommt es zum verstärkten seewärtigen Vordringen der Brackwasser-Röhrichte. An wenigen Stellen der Tide-Eider gibt es innerhalb der Brackwasser-Röhrichte natürliche mäandrierende Priele (Fock, Ricklefs 1996).

3.10. Ostsee

Härdtle & Vestergaard (1996) beschreiben Röhrichte an der Ostseeküste, wobei einzelne Standorte geographisch nicht genauer spezifiziert werden. Es herrschen unterhalb der Mittelwasserlinie meso-, bis oligohaline Verhältnisse vor. Diese führten zur Ausbildung von Brackwasser-Röhrichten, die an der Ostsee mehr oder weniger breite Vegetationsgürtel bilden. An hochwüchsigen Röhrichtarten kommen *Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus* und *Schoenoplectus tabernaemontani* vor. Dabei steht die Meersimse an sandigen, exponierten Standorten, während Schilf eher in geschützten Buchten mit schlammigem Untergrund zu finden ist. Normalerweise kann Schilf bis in Tiefen von 2 m unterhalb MThw siedeln, an der Ostsee meidet es jedoch Tiefen von über 20 cm. Dies liegt an dem starken Wellenschlag, der besonders bei Stürmen erheblich sein kann und zum Brechen der Halme führt.

Durch Beweidung werden oft die Schilfbestände schon im Frühjahr vernichtet, da das Vieh junge Halme bevorzugt. Beweidungsresistent ist dagegen die Salz-Teichsimse, die bei mäßiger Beweidung deshalb Reinbestände bildet (Härdtle, Vestergaard 1996).

In Schweden liegen in der westlichen Ostsee euhaline Bedingungen vor. Röhrichte findet man dort nur im Zusammenhang mit Süßwasseraustritten (Gillner 1960).

3.11. Jadebusen

Am Jadebusen gibt es nur unbedeutende Schilfvorkommen im Außengroden. An den künstlich geschaffenen Standorten (Sodenstiche, Püttlöcher) finden sich keine geschlossenen Bestände. Wo Schilf vorkommt, steht es nicht mit Süßwasseraustritten im Zusammenhang (Schweer 1953).

4. Auswirkungen schiffahrtsbedingter Veränderungen der Standortverhältnisse auf Röhrichte

Wird die Dynamik der Flusshochwässer beeinträchtigt, so sind die Konsequenzen abhängig von der Intensität der Beeinträchtigung und von ihrer zeitlichen und räumlichen Ausprägung (DVWK 1994).

In den unteren Abschnitten der Flussläufe kommt als entscheidender Standortfaktor die Tide hinzu. Ihre Funktion und Bedeutung liegt neben der Umkehr der Strömungsrichtung im An- und Abtransport von Nährstoffen und Sediment, der Anspülung von Treibsel, der Beeinflussung der Schlickakkumulation, der mechanischen Beanspruchung der Biozönose durch den Wasserkörper, der Beeinflussung von Eis- und Wellengang und dem regelmäßigen Wechsel von Trockenfallen und Überflutung von Teilen des Standorts (Berghausen 1992).

4.1. Fahrwasservertiefung und ihre Konsequenzen im Tidebereich von Flüssen

Die **Dauer der täglichen Überflutung** hat einen Einfluss auf die vertikale Zonierung der Vegetation, an flachen Ufern also auch auf die horizontale. Für die Außenweser dokumentierten Kurz & Küver (1991) eine Besiedlung mit höheren Pflanzen erst im oberen Litoral. 1,5 m unterhalb der MThw-Linie siedeln erste Horste von Strandsimse und Salz-Teichsimse. Diese Standorte sind täglich bis zu 12 Stunden völlig überflutet (Kurz, Küver 1991). Ändert sich das Tidenregime, so ändert sich der Bereich, für den diese Überflutungszeiten zum Tragen kommen.

An der Unterelbe gibt es riesige abgestorbene bzw. absterbende Röhrichtbestände, für deren Vitalitätsminderung nicht das höhere Hochwasser sondern die längere Überflutungszeit verantwortlich gemacht werden muss (Neugebohrn 1996).

Hydrologische Beeinträchtigungen des Wasserkörpers aufgrund der Hochwasserdynamik oder des lokalen Klimageschehens können zur Änderung des **Grundwasserstandes** führen. Dies hat einen direkten Einfluss die Biozönose, die darauf durch eine entsprechende Anpassung reagiert. Eine anthropogen bedingte Beeinträchtigung der Hochwasserdynamik erfolgt (meist durch Grundwasser-Absenkung) z.B. durch landwirtschaftliche Nutzung (Melioration),

Abgrabungen, Wasserentnahme, Flächenversiegelung, Wehre und Sohleintiefung (durch Flussbegradigung oder Geschiebeentnahme) (DVWK 1994).

Im Zusammenhang mit Fahrrinnenvertiefungen kommt es immer wieder zu einer Erhöhung des **Tidenhubs**.

Dies hat vielfältige Konsequenzen:

- Strömungsgeschwindigkeit, Wellenschlag und Eisgang werden verändert, ebenso die Lage des Spülsaumes.
- Mit der Änderung der Lage der MThw erfolgt eine Verschiebung der Vegetationszonierung.
- Der Salzgehaltsgradient zwischen dem Einfluss reinen Süß- und reinen Salzwassers kann sich flussauf- oder flussabwärts verschieben; meist erfolgt eine Verschiebung flussaufwärts.
- Die meist eintretende Absenkung des Niedrigwassers resultiert in längeren Sielzugzeiten, welche wiederum zu einer Entwässerung des gesamten Hinterlandes führen können.
- Durch das Absinken des MTnw kann es sowohl im Vorland zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels kommen als auch zu einer Veränderung der Graben- und Grundwasserverhältnisse in den Binnendeichflächen.

Ein erhöhter Tidehub wirkt sich auf die Lebensräume des Flachwassers und des Eulitorals aus, aber auch auf die angrenzenden Lebensräume (Schuchardt 1995).

Bei einer Erhöhung des Tidenhubs kommt besonders dem Absinken des Tideniedrigwassers eine große Bedeutung zu (BUND 1996). Größerer Tidehub führt dazu, dass auch höhergelegene Uferbereiche kurzzeitperiodischen Wasserstandsänderungen ausgesetzt sind und dass Bereiche ehemaliger Flachwassergebiete periodisch trockenfallen. Dadurch vergrößert sich die Wattzone im insgesamt verkleinerten Deichvorland. Somit werden die Flachwasserbereiche an den Hauptstrom zurückgedrängt und Flutrasen, Tideröhrichte und Auwaldreste weichen zum Deichfuß hin zurück (Hagge, Greiser 1996). Die flachen Vorländer mit den für sie typischen Röhrichten werden entwertet (BUND 1996).

Auch Höpner (1994) bestätigt die ungünstigen Auswirkungen eines Absinkens der Niedrigwasserstände. Die Flachwassergebiete der kleinen Ästuar der Nebenflüsse und des Hauptästuars sind davon bedroht, zu periodisch trockenfallenden Wattgebieten zu werden. Kausch (1996b) weist darauf hin, dass die Vordeichsflächen durch die Eindeichung von der Landseite her ohnehin schon eingegrenzt werden und von der Wasserseite her eine weitere Einengung erfahren. Die letzten Reste der Tideauenwälder, z.B. im Naturschutzgebiet

Heuckenlock an der Süderelbe in Hamburg, und Röhrichtflächen sind stark gefährdet, da es durch die erhöhte Tidedynamik zum Freispülen von Röhrichtrhizomen und Baumwurzeln kommt. Es dauert bei diesen Pflanzengesellschaften sehr lange, bis sich ein neues Gleichgewicht zwischen Vegetation und Tidedynamik eingestellt hat. Außerdem können die Gesellschaften nicht unbegrenzt nach oben ausweichen, da die Ausbreitung durch das „Deichkorsett“ beschränkt wird (Kausch 1996b).

Dadurch, dass die Verschiebung der Vegetationszonen der Röhrichtgesellschaften und der anschließenden Weichholzaue nach oben durch die Deichlinie begrenzt ist, geschieht das Ausweichen einer Gesellschaft immer auf Kosten der jeweils höher liegenden Gesellschaft (Schuchardt 1995).

An der Elbe, bei St. Pauli, sieht die Entwicklung des Tidenhubs folgendermaßen aus:

Jahr	Tidenhub in [m]
vor 1840	1,8
bis 1900	2,0
bis 1920	2,2
bis 1950	2,4
bis 1962	2,6
bis 1970	2,8
bis 1980	3,4
bis 1995	3,6

Tab. 3: Tidenhub in der Elbe, bei St. Pauli
(nach Kausch 1996b)

Dabei fiel das MTnw etwa dreimal so stark wie das MThw anstieg, d.h. dass der Rückgang der mittleren Wasserstände bei Ebbe stärker war als der Anstieg der mittleren Wasserstände bei Flut. Dies führte dazu, dass die mittleren Wasserstände in der oberen Tideelbe ständig sanken, beispielsweise am Pegel Zollenspieker von 6,55 m im Jahre 1901 auf 5,17 m im Jahre 1980 (Kausch 1996b).

Die Hansestadt Hamburg beantragte 1990 eine Anpassung der Fahrrinne der Elbe an die moderne Containerschiffahrt (Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes, Wasser- und Schiffahrtsamt Hamburg, Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenausbau 1997). Bei Tidehochwasser sollte Schiffen mit einem Tiefgang von 13,80 m die Passage ermöglicht werden. Zum damaligen Zeitpunkt war das nur für Schiffe mit einem Tiefgang von 12,80 m möglich. Es wurde eine UVP durchgeführt, die vollständig unter

www.cux.wsd-nord.de/htm/start.asp einzusehen ist. Die Passagen, in denen über Röhricht berichtet wird, finden sich unter [..\Abstracts\UVP Unterelbe.doc](#).

Einleitend wird folgendes gesagt: „Durch die recht geringe ausbaubedingte Erhöhung des Tidehochwassers kommt es in einigen Elbabschnitten zu Flächenverlusten von ufernahen Vegetationszonen (Weidenauwald, Weidenauengebüsch und Röhricht) und Böden. Auf den ausgedehnten Vordeichsflächen existieren sehr wertvolle und naturnahe Lebensgemeinschaften, die auch auf kleine Veränderungen zumeist empfindlich reagieren. Vom Gutachter wurde daher in bezug auf den Anstieg des Tidehochwassers eine Empfindlichkeitsschwelle von 2 cm, für Auwälder und Auengebüsche sogar von 1 cm angesetzt). Nur in den Elbabschnitten oder Teilen der Elbenebenflüsse bzw. -nebegewässer, in denen sich das Tidehochwasser durch die Fahrrinnenanpassung mindestens um diese Beträge erhöht, kann es zu Biotopflächenverlusten kommen. In großen Teilen des Untersuchungsgebietes bleiben die ausbaubedingten Änderungen des Hochwassers aber unter diesen "Empfindlichkeitsgrenzen".“

Außerdem weist Oertling (1992) auf das Vorkommen des Elbenendemiten *Deschampsia wibeliana* hin, der in den Steinschüttungen im Bereich der Tide siedelt. Durch den vergrößerten Tidenhub sind die Bestände gefährdet.

Die Entwicklung des Tidenhubs verlief in der Weser extremer als in der Elbe. Der Tidehub hat sich in Bremen seit Ende letzten Jahrhunderts um den Faktor 20 erhöht, von 0,2 m auf 4 m (Schuchardt 1995).

Jahr	Tidenhub in [m]
vor 1880	0,2
bis 1980	4,0

Tab 4: Tidenhub in der Weser, bei Bremen
(nach Schuchardt 1995)

In der UVP zur Vertiefung der Außenweser weisen Kurz & Küver (1991) darauf hin, dass der Tidenhub großen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist. Eisgang- Wellenschlag- und Spülsaumschäden sind natürlicherweise jedes Jahr an anderer Stelle zu beobachten. Die Autoren vermuten deshalb, dass bei einer Erhöhung der Tidenamplitude um 3 cm wahrscheinlich kein Einfluss auf die Vegetation nachweisbar ist. Bei einem Anstieg des MThw um 1 cm verschmälert sich das Vorland bei einer Neigung von 1:100 allerdings durch das Aufwärtswandern der natürlichen Vegetationsgrenze um 1 m. Betroffen sind davon

besonders die hinter dem Röhricht liegenden Grünländer. Da die außendeichs liegenden Grünländer wahrscheinlich aufgrund der gesunkenen Vorflut bei Ebbe und des überhaupt sinkenden Mittelwassers insgesamt trockener, und somit besser nutzbar werden, ist eine weitere Nutzungnahme der Vorländer in Richtung Wasser zu befürchten, wodurch die Röhrichte, Andelrasen und Abbruchkanten nun von beiden Seiten bedrängt werden würden und sich deutlich verschmälern würden (Kurz, Küver 1991).

Insgesamt wurde in der eben erwähnten Untersuchung als einziger relevanter Faktor eine Verschiebung der Vegetationszonierung im Vorland angenommen. Dabei wurde theoretisch davon ausgegangen, dass sich das Tidehochwasser maximal um 1 cm erhöhen würde und das Tideniedrigwasser maximal um 2 cm absinken würde, zuzüglich einiger Überschreitungen während der Bauphase. (Als wahrscheinlich wurde eine durchschnittliche Senkung von 0,5 cm angesehen, weshalb kaum messbare Effekte erwartet wurden.)

4.2. Strömungsgeschwindigkeit und Erosion

Durch den Ausbau werden die fluss- und auenmorphologischen Prozesse beeinträchtigt oder unterbunden, so die Bildung von Rinnen, Senken, Inseln, Kies-, Sandbänken, Uferabbrüchen, Furkationen, Kolken, Klippen, Durchbrüchen, Laufverlegungen, Altarmen, Altwässern und temporären Auentümpeln. Besonders gravierende Folgen haben dabei neben der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung (die zur Nivellierung der Geländeform führen) und der extremen Uferbefestigung in Siedlungsbereichen folgende schiffahrtsbedingte Eingriffe:

- Querbauwerke,
- Dammbauwerke,
- Ufer- und Sohlbefestigungen,
- Sohlbauwerke, die zu einer Beeinträchtigung der Geschiebedurchlässigkeit führen,
- Baggerarbeiten für die Unterhaltung des Gewässers und
- Abgrabungen (DVWK 1994).

Von der Strömungsgeschwindigkeit ist die Art der Sedimentation abhängig (Kurz, Küver 1991). Die höhere Strömungsenergie in ausgebauten Flüssen führt beim Auflaufen der Flut zu einer verstärkten Erosion im Watt. In den geschützten, strömungsarmen Bereichen kommen die vermehrt herantransportierten Schwebstoffe verstärkt zur Sedimentation (Hagge, Greiser

1996), was sich auf einige Pflanzen ungünstig auswirkt. Die Strandsimse erträgt beispielsweise keine starke Sedimentation (Kurz, Küver 1991).

Weiterhin stellt die Strömung einen Faktor der mechanischen Belastung der Blätter und Halme von Pflanzen dar. Schilfröhricht erträgt beispielsweise keine starke Strömung, wohl aber die Strandsimse. Sie kann sich deshalb bei starker Strömung an den Röhrichtkanten halten, verschwindet aber, wenn im ruhigeren Wasser stärkere Sedimentation einsetzt. So führt eine Veränderung der Strömungsbedingungen zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung: selbst bei kleinen Änderungen oder bei einer Änderung der Ausrichtung zu Wind und Wellen bilden sich rasch andere Vegetationsmuster heraus (Kurz, Küver 1991).

4.3. Verschiebung des Salzgehaltsgradienten

Der Salzgehalt eines tidebeeinflussten Gewässers pendelt hin und her und ist abhängig von der Oberwasserführung und von Sturmfluten. Er ist für die Vegetationszonierung in Längsrichtung des Flusses verantwortlich (Kurz, Küver 1991).

In der Elbe sorgt der zunehmende Salzgehalt im Mündungsbereich für das Verschwinden oder Hinzutreten von Pflanzengruppen und somit für eine Verschiebung der Vegetationszonierung. Das Schilfröhricht weicht nach oben aus und wird durch Strandsimsenröhricht ersetzt (Oertling 1992).

Nach dem damaligen Hamburger Senator Kirchenpauer (1862) lag die Grenze der Brackwasserzone zu seiner Zeit bei Glückstadt. Seitdem sind einige Brackwasser- und Meerestierarten langsam aber stetig immer weiter stromaufwärts gewandert und die vorher dort lebenden Süßwassertiere gingen zurück (Riedel-Lorje, Gaumert 1982 in Kausch 1996). Die obere Brackwassergrenze lag Mitte des vorigen Jahrhunderts im Gebiet von Böschrücken und Ostemündung (km 705-710) und ist in den folgenden 100 Jahren bis Glückstadt vorgerückt (km 675). Knapp 50 Jahre später (1996) liegt sie bei niedrigem Oberflächenabfluss bei Lühesand-Nord (km 650) (ARGE Elbe 1992).

Der tidebeeinflusste Bereich der Elbe konnte sich durch den Bau des Wehres bei Geesthacht nicht weiter stromaufwärts bewegen. Gleichzeitig wanderte aber die Brackwasserzone stromaufwärts. Der limnische Bereich des Ästuars wurde also kleiner; das vertiefte Ästuar wird insgesamt salziger. Daraus ergeben sich Konsequenzen für das Grundwasser und für die Besiedlung der Uferzonen (Kausch 1996).

In der Weser kann in abflussarmen Sommern bei Sturmfluten Salzwasser weit in die Unterweser eindringen. Andererseits reicht bei Ostwind und hohem Wasseraufkommen nach der Schneeschmelze der Süßwassereinfluss mehrere Kilometer weiter zur Mündung (Kurz, Küver 1991).

Auch Cordes (1993) weist auf die Verschiebung der Brackwassergrenze stromaufwärts im Zuge von Weservertiefungen hin und die damit verbundene Verschiebung des Vorkommens der Brackwasser-Röhrichte. Allerdings werden viele Standorte recht schnell durch das Vorspülen von Baggergut wieder vernichtet, das auch zur Ufersicherung erfolgt.

4.4. Wellengang

Wellen stellen für die Pflanzen ein mechanische Belastung dar. Sie führen zum Abbrechen der Halme, was ein Eindringen von Wasser in das Luftkammersystem zu Folge hat. die Rhizome können deshalb nicht mehr mit Sauerstoff versorgt werden (vgl. Armstrong, Brändle, Jackson 1994).

Auch können Wellen zum Ausgraben bzw. Freispülen von Wurzelstöcken führen. Durch Schiffswellen sind besonders die vorgelagerten Inseln aus Strandsimse, Salz-Teichsimse, Schilf, Sumpfbirse oder Schlickgras gefährdet. Durch Sturmfluten werden besonders Salzwiesen, Grünländer und höher liegende Schilfröhrichte geschädigt (Kurz, Küver 1991). Die Höhe der Wellen ist abhängig von der Größe der Flachwasserzone vor der Vegetation und auch von der Anlaufstrecke des Windes (Kurz, Küver 1991). Durch Auskolkungen und Kies- und Sandentnahme in den Flachwasserbereichen können die Wellen am Gewässerboden weniger gebrochen werden; das gleiche gilt, wenn vor der Schilffront das Ufer erodiert und die Wellen bis dahin fast ungebremst auflaufen (Ostendorp 1989). Dabei wird die Wirkung der Wellen durch Treibsel, Spülgut und Algenwatten verstärkt (u.a. Kurz, Küver 1991; Ostendorp 1989).

Windwellen von 4-5 Beaufort haben die Höhe einer Bugwelle bei 12 km/h (Krauß 1992). Im Rhein sind die durch Boote und Schiffe verursachten Wellen in der Regel höher als die durch Wind verursachten (Huber, Weiss 1986).

Die Havel war bis vor einiger Zeit ein extrem langsam fließendes, recht stilles Gewässer, in dem nur selten Wellen auftraten, so z.B. bei Stürmen mit einer Stärke von 6-7 Beaufort. Sie wurde aber durch die Schifffahrt (Fracht- und Fahrgastschiffe, Motorboote) zu einem

Gewässer mit Brandungsufern. Da beispielsweise 50 cm hohe Wellen an den flachen Sandufern in 50 cm Tiefe brechen, haben Wellen hier stark erosive Kraft. Eine Entlastung der Havelufer wird durch eine Geschwindigkeitsbegrenzung für Schiffe erwartet (Krauß 1992). Auch an der Weser wurden starke mechanische Schädigungen der Uferabschnitte mit sowieso schon reduziertem Bewuchs beobachtet. Durch den Schraubensog wird der Wasserkörper in Richtung des Schiffes gesogen, also zur Gewässermittle hin. Dies führt zum kurzzeitigen Trockenfallen von Teilen der Uferzone. Nachdem das Schiff passiert hat, strömt der Wasserkörper zurück („Schwell“) und führt zu einer Schädigung des Ufers durch Wellenschlag und Ausspülung (Busch, Schirmer, Schuchardt, Schröder 1984). Wichtig ist weiterhin der Abstand, in dem Schiffe die Röhrichtbestände passieren (Grosser, Pohl, Melzer 1997).

4.5. Flächenvernichtung durch Deichbau, Sandaufspülungen etc.

Eine Schädigung oder Vernichtung von Röhrichtstandorten kann durch Maßnahmen des Uferbaus erfolgen, z.B. durch Aufschüttungen, Bau von Häfen, Steganlagen oder das Anlegen von Bojenfeldern (u.a. Schwoerbel 1999, Ostendorp 1991). Dabei werden Hochwasserschutzdämmen, Durchlassbauwerken, Uferbefestigungen und Sohlbauwerken eine hohe beeinträchtigende Wirkung zugeschrieben (DVWK 1994). Indirekte Eingriffe sind die Ausweitung der Beweidung, Zunahme des Wellenschlages aufgrund der Schifffahrt und die durch Strombaumaßnahmen veränderten Strömungsverhältnisse (Wolf 1988).

Der größte Teil der Schlickwatten und Riedflächen, die auch für die Selbstreinigung dieses belasteten Gewässers wichtig sind, ist sowieso nur an den Nebenarmen der Weser zu finden. Durch den Ausbau zum Großschifffahrtsweg werden diese Ufertypen noch weiter zurückgedrängt (Schuchardt, Beckmann, Knust, Schirmer 1984).

In der Weser erfolgt die Ufersicherung unterhalb von Elsfleth durch Buhnen und Leitwerke. Die Strömung wird dadurch in der Fahrrinne konzentriert und das Querschnittsprofil wird eingeeengt. Die zwischen den Buhnen liegenden strömungsberuhigten Bereiche stellen zwar einen Ersatz für die verschwundenen Ruhe- und Standplätze von Fischen dar, es werden aber die Röhrichtgürtel des tidebeeinflussten Ufers zerstückelt und teilweise schon während der Bauarbeiten geschädigt (Busch, Schirmer, Schuchardt, Schröder 1984).

Auch an der Elbe werden die Tideröhrichte durch direkte und indirekte menschliche Eingriffe beeinträchtigt (Wolf 1988). Durch das Anlegen von Steinschüttungen und –pflasterungen an ehemals natürlichen Schlickufern mit charakteristischen Tideröhrichten werden diese vernichtet (Oetling 1992). Die den Schilfröhrichten vorgelagerten Strandbinsen-Röhrichte sind besonders von der Einengung ihres Lebensraumes durch Vordeichungen und die steiler werdende Neigung der Wattflächen betroffen. Diese Röhrichte werden durch landwirtschaftliche Nutzung nicht gefährdet, da sie in Flächen liegen, die für die Landwirtschaft nicht von Interesse sind (Kurz, Küver 1991, Band 2). Die Tideröhrichte vor Neufeld wurden durch Deichbaumaßnahmen in Mitleidenschaft gezogen. Durch Sandaufspülungen sind langfristig große Flächen von der Vernichtung bedroht (Wolf 1988). Verbaute und unverbaute Ufer sind unterschiedlich bewachsen. Dies spiegelt sich am deutlichsten an der Verteilung der Gesellschaften des *Phragmition* wieder. Wie schon unter 1.3.1. erwähnt, ist die Vegetation an unverbauten Standorten von *Phragmition*-Gesellschaften und einigen indifferenten Arten dominiert, während an verbauten Ufern *Phalaris*-Bestände oder – überwiegend angepflanztes – Schilf überwiegen (Seelig 1992). Oft bilden sich am Rande von Sandaufspülungen Ersatzstandorte für Tide-Röhrichte. Diese stellen aber keinen vollwertigen Ersatz für die natürlicherweise auf Schlick wachsenden Bestände dar (Wolf 1988; Claus, Neumann, Schirmer 1994)! Diese an Sandufern wachsenden Röhrichte sind z.B. spärlicher, haben eine geringere Halmzahl pro Fläche. Sie bieten deshalb Mikroorganismen auch eine kleinere Aufwuchsfläche, was sich ungünstig auf die Selbstreinigung des Gewässers auswirkt (Kötter 1961).

Außerdem führt der immer stärkere Ausbau der Flüsse zu einer Beeinträchtigung der ökologischen Vernetzung amphibischer und terrestrischer Lebensräume und zur Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit. Der genetische Austausch zwischen verschiedenen Populationen innerhalb der Arten wird erschwert, die Besiedlung neuer Lebensräume oder das Auswandern von Individuen behindert. In Kultur- oder Agrarlandschaften sind solche Vorgänge nur noch entlang der flächenhaft oder linear vernetzten Strukturen möglich. Beispielsweise werden durch Dammbauwerke (ebenso wie durch Straßen oder große Ackerflächen) Teillebensräume voneinander isoliert (DVWK 1994).

4.6. Eutrophierung und Verschmutzung

Die Tideröhrichte sind durch „diffuse“ menschliche Eingriffe, wie die Emissionen der Industrie am Gewässer, und andere Belastungen des Flusswassers gefährdet (Wolf 1988), woran auch die Schifffahrt direkt oder indirekt beteiligt ist. Auf die kontrovers diskutierten Wirkungen der Eutrophierung wird unter 2.3.2. ausführlicher eingegangen. Hier sei im Zusammenhang mit der Schifffahrt nur nochmals erwähnt, dass Schiffswellen besonders schädigend wirken, wenn durch Eutrophierung entstandene Algenwatten vorliegen. Diese verstärken die Wirkung der Wellen massiv (Krauß 1992).

Schifffahrtsbedingt kommt es auch zu treibendem Öl auf dem Wasserkörper. In Höhe des MThw weisen Röhrichtbestände oft einen schmierigen Ring um die Halme auf. Davon sind besonders niedrigwüchsige Pflanzen betroffen, die in Höhe des MThw siedeln, und durch diese Art der Beeinträchtigung verkleben und absterben können (z.B. *Eleocharisi uniglumis*-Rasen). Größere Schäden wurden an der Elbe jedes Jahr bei Schulau festgestellt (Kötter 1961).

4.7. Personen

An Bayerischen Seen wurde beobachtet, dass Boote in großer Nähe zum Schilf lagen, dass Personen dort auch ihre Boote wuschen oder direkt im Schilf lagerten. Wo sich Stege in Röhrichtbeständen befinden, bilden und vergrößern sich im Laufe der Zeit schilffreie „Nutzungstrompeten“ (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Auch ohne Stege ist das Röhricht in Gefahr, beschädigt zu werden, z.B. durch Angler.

5. Quantitative Aspekte

Es folgt eine Auswahl von interessanten Zahlen zu Flächenentwicklungen, Grenzwerten und Produktivität von Röhricht- und insbesondere von Schilfbeständen. Die Angaben zu den von Röhricht bedeckten Flächen sind dabei nach Gebieten sortiert.

5.1. Flächen

5.1.1. Weser

Im Jahre 1981 stellten Heinrich & Mühlner fest, dass die Röhrichtbestände in den letzten hundert Jahren um 46,2 % zurückgegangen sind. Sie geben die folgenden Flächenbilanzen an:

Ort, UW-km	Bestand 1922 abs. [ha]	Bestand 1979 abs. [ha]	Rückgang gegenüber 1922 [%]
Ochtum Sand 12-14	22,15	11,43	48,4
Hollmann Egge 18,5-21	11,93	2,12	82,3
Warflether Sand 21-25	76,18	34,18	55,1
Julius Plate 25-28	51,52	21,26	58,7
Elsflether Sand 28-36,5	103,56	46,00	55,6
Strohauser Plate 40,5-51,5	320,81	212,62	33,7
Großen-/Kleinensiel 51,5-56	102,00	42,68	58,2
Schockumer Deich	-	83,87	-
Summe:	688,15	370,87	46,2

Tab. 4: Größe der Röhrichtbestände an der Unterweser im Vergleich 1922/1979 (nach Heinrich, Mühlner 1981)

Osterkamp & Schirmer (2000) haben die unterschiedlichen Vegetationstypen der Röhrichtbestände betrachtet. Die Zuordnung erfolgt dabei nach dem Kartierschlüssel von von Drachenfels (1994), nur die mit * gekennzeichneten Vegetationstypen stellen eine Erweiterung des Schlüssels durch Osterkamp & Schirmer dar.

Fläche [ha]	Beschreibung NLÖ	BTT (Biotoptypen) / Übergeordnete BTT
18,6	Flusswatt-Röhricht mit Strandsimsen	FWR / Röhricht unter MTHW
200,9	Flusswatt-Röhricht mit Schilf	FWRs* / Röhricht unter MTHW
7,5	Flusswatt-Röhricht mit Rohrkolben	FWRt* / Röhricht unter MTHW
16,3	Brackwasserwatt-Röhricht mit Strandsimse	KBR / =
162,6	Brackwasserwatt-Röhricht mit Schilf	KBRs* / =
0,3	Brackwasserwatt-Röhricht mit Teichsimse	KBRt* / =
371,0	Schilfröhricht der Brackmarsch	KRP / Röhricht über MTHW
8,7	Strandsimsenröhricht der Brackmarsch	KRS / =
99,3	Naturnaher Sandstrand, Sandwatt mit Röhricht	KSN / Röhricht über/unter MTHW
0,5	Rohrkolben-Landröhricht	NRR / Röhricht über MTHW
110,1	Schilf-Landröhricht	NRS / =
0,2	Teichsimsen-Landröhricht	NRT / =

Tab. 5: Flächengrößen der Biotoptypen des Vorlandes und der Unterweser zwischen Uw-km 65 (Geestmündung bei Bremerhaven) und Uw-km -4,25 (Weserwehr in Bremen) [Auszug aus einer umfangreicheren Tabelle] (Kartierung nach von Drachenfels 1994, außer * = Erweiterung des Kartierschlüssels durch Osterkamp, Schirmer 2000)

Flächenanteile	Status quo [ha]	Status quo [%]
Röhricht unter MTHw	403,7	6,8
Flachwasser	848,2	14,2
Watt ohne Vegetation	1178,8	19,7
Watt gesamt	1582,5	26,5
Stromrinne	3538,2	59,3
Stromrinne + Flachwasser	4386,5	73,5
Summe Fluss ges.	5969,0	100,0
Summe Land + Fluss	11081,1	

Tab. 6: Flächenbilanz für die Vorlandbereiche unterhalb MThw und die Unterweser zwischen Uw-km 65 (Geestmündung bei Bremerhaven) und Uw-km -4,25 (Weserwehr in Bremen) [zitiert aus Osterkamp, Schirmer 2000, unverändert]

Die Größe der oberhalb der MThw-Linie von Röhrichten eingenommenen Flächen wird mit 566,7 ha angegeben, was 11,1 % der Gesamtfläche der Vorlandbereiche entspricht (Osterkamp, Schirmer 2000).

In der gleichen Arbeit wird in einem Szenario ein Meeresspiegelanstieg von 55 cm und eine Zunahme des Tidehubs um 40 cm angenommen, so dass das MThw um 70 cm, das MTnw um 30 cm höher als heute läge. Das würde dazu führen, dass etwa 20 % der heute oberhalb MThw gelegenen Vorländer regelmäßig überflutet werden würden. Sauerstoffmangel-tolerante Pflanzen wie *Acorus calamus*, *Glyceria maxima*, *Schoenoplectus lacustris*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis* würden begünstigt werden, was zu einer Zunahme der

Röhrichtflächen unterhalb der neuen MTHW-Linie von 58 % führen würde. Die von Röhrichten eingenommene Fläche würde sich von 970 ha auf 1533 ha erhöhen.

Flächenanteile	Status quo [ha]	Klimaszenario [ha] (Anstieg des Meeresspiegels um 55 cm)	Veränderung in %
Röhricht unter MTHW	403,7	1419,3	251,5
Röhricht über MTHW	566,7	114,0	-79,9
Röhrichte gesamt	970,4	1533,3	58,0

Tab. 6: Flächenbilanz für Röhrichte bei Anstieg des Meeresspiegels um 55 cm (Klimaszenario) (aus Osterkamp, Schirmer 2000)

5.1.2. Elbe

An der Unterelbe betragen die Röhrichtflächen früher 6000-9000 ha, wobei der genaue Zeitpunkt nicht näher angegeben ist. Heute sind sie auf 1400 ha zurückgegangen (Preisinger 1992). Im Naturschutzgebiet Mühlenberger Loch in Hamburg gibt es insgesamt 900 m² Röhrichtbestände, die v.a. von *Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus* und *Schoenoplectus tabernaemontani* gebildet werden (Berghausen 1992).

5.1.3. Havel

Im Jahre 1962 waren etwa 40 % der Ufer (bezogen auf die Uferlänge) mit einem Röhrichtgürtel von bis zu 100 m Breite bestanden (Krauß 1992).

Zwischen 1962 und 1967 gingen die Schilfbestände an der Havel um 16 % der bewachsenen Uferlinie zurück, was einem Rückgang von rund 31 % der Fläche entspricht. Als Ursache wird nicht primär die Eutrophierung (größere Halmdichte und verringerte Halmfestigkeit) gesehen, sondern deren Folgen für die Physiologie der Rhizome als Speicherorgane. Im Jahre 1987 waren 70 % der Röhrichte vernichtet, die 1962 vorhanden gewesen waren (Sukopp, Markstein 1989).

5.1.4. Bodensee

Am Bodensee-Untersee sind die Röhrichtbestände zwischen 1954 und 1978 auf 77,5 % zurückgegangen (Ostendorp 1991). Seit 1980 war aber wieder eine seewärtige Zunahme der Bestände zu verzeichnen, die sich mit einer Geschwindigkeit von 10 cm pro Jahr ausbreiten (Dienst, Stark 1987).

5.1.5. Chiemsee

Zwischen 1961 und 1991 gingen die Schilfbestände um 44 % zurück. Bei ausschließlicher Betrachtung des Wasserschiefes beträgt der Verlust sogar 60 % (Grosser, Pohl, Melzer 1997). Melzer & Grosser (1992) vergleichen den Rückgang zwischen 1957 und 1973 mit dem zwischen 1973 und 1979:

- 1957 – 1973 (=16 Jahre) Rückgang von 14 % (entspricht theoretisch 0,2 ha/Jahr)
- 1973 – 1979 (= 6 Jahre) Rückgang von 18 % (entspricht 1 ha/Jahr)

Der jährliche Flächenverlust war im zweiten Vergleichszeitraum fünfmal größer als im ersten Vergleichszeitraum.

5.1.6. Neusiedlersee

Kampichler, Misslinger & Waitzbauer (1994) beschreiben am Neusiedlersee den mit 175 km² größten Röhrichtkomplex in Mitteleuropa.

Etwa 95 % der Röhrichtbestände bestehen dort aus Schilfrohr (Gunatilaka 1985).

5.1.7. Donau

Im Donaudelta befindet sich das größte geschlossene Schilfvorkommen Europas, dessen Größe Krausch (1965) mit 284 000 ha angibt, wobei nicht eindeutig klargestellt wird, ob nur der rumänische Teil oder das gesamte Donaudelta Gegenstand der Untersuchung war.

Etwa 30 Jahre später wird dieses Gebiet als weltweit größtes Schilfvorkommen bezeichnet und die Größe mit 5 500 km² (entspricht 550 000 ha) angegeben (Konold, Schütz 1996).

Rodewald-Rudescu (1958) beschreibt das Donaudelta als ein Gebiet von 505 000 ha Größe,

wovon 430 000 ha zum rumänischen Teil gehören. 62,4 % davon sind mit *Phragmites* und *Typha* bewachsen (270 000ha). Davon wiederum fallen 80-85 % auf *Phragmites* und 15-20 % auf *Typha*. Die Fläche des Röhrichs, das im Wasser oder im Sumpf wächst, beträgt 170 000 ha. Die Fläche des Plaurs beträgt 100 000 ha. Das Plaur ist ein Teppich aus luftigen Schilfrohr-Wurzeln, der durch Humus und Pflanzenreste verstärkt ist und gewöhnlich schwimmt. Er kann aber auch mit dem Boden verwachsen. Die Dicke beträgt 1-1,5 m. Im Donaudelta wachsen jährlich 2 500 000 t Schilf, die für die industrielle Nutzung qualitativ jeder anderen Schilfart überlegen sind. Es wächst als kompakte, zusammenhängende Masse (Rodewald-Rudescu 1958).

5.2. Weitere Aspekte

5.2.1. Grenzwerte

Rodewald-Rudescu gibt für das Donaudelta Grenzwerte an, zwischen denen die Schilfentwicklung optimal abläuft.

• Bedingungen im Wasser

pH	7-7,2
Alkalität	2,5-5
Sauerstoff	bis 3 mg Sauerstoffdefizit
Wasserhärte ges.	7-15°
N ₂ O ₅ '	0,100-4 mg/l
P ₂ O ₅ '	0,050-1,5 mg/l
SO ₃ '	bis 120 mg/l im Süßwasser bis 800 mg/l im Brackwasser
SO ₄ '	bis 400 mg/l im Süßwasser bis 1000 mg/l im Brackwasser
H ₂ S	bis 2 mg/l
NaCl	bis 4 g/l
Kalzium'	20-100 mg/l im Süßwasser 40-200 mg/l im Brackwasser
Höhe des Wassers	0,5-2 m
Dauer des erhöhten Wasserstandes	1.4.-15.9 (also ca. 170 Tage)

• Bedingungen im Boden

pH	6,5-7,2
Hydrolytische Azidität	0,0-5,0
Nitrate löslich	0,3-8 mg / 100 g Boden
Phosphate löslich	0,4-2 mg / 100 g Boden
Kalzium	gesättigter Boden bis zu einem Mangel von 1800 kg CaO für 1 ha Boden, wenn das Wasser, das zufließt, wenigst. 50 mg/l Ca' hat
Humus	zwischen 5 und 80 %

Tab. 7: Grenzwerte für die optimale Schilfentwicklung (unverändert aus Rodewald-Rudescu 1958)

Schnell (1988) gibt für Schilf folgende Optimumdaten an:

pH	7,0-7,2
Wasserhärte °dH	7
Hochwasser Tage	180
Na ⁺ mg/l	bis 4000
Cl ⁻ mg/l	bis 4000
Ca ²⁺ mg/l	20-100
SO ₄ ²⁻ mg/l	bis 400
PO ₄ ³⁻ mg/l	0,05-1,5
PO ₄ Boden mg/100	0,4-2,0
NO ₃ ⁻ mg/l	bis 5,0
NO ₃ Boden mg/100	0,3-8,0
BSB ₂ mg/l	bis 3,0
Organ. Subst. mg/l	20-120
H ₂ S mg/l	bis 2,0

Tab.8: Optimumdaten des Schilfrohrs (Schnell 1988: verändert nach verschiedenen Autoren nach Akkermann 1978)

5.2.2. Produktivität, Nährstoffe

Die Produktivität von Röhrichtbeständen beträgt etwa 1-2 kg Trockenmasse pro Quadratmeter und Jahr (Ostendorp 1989). Am Greifswalder Bodden wurden konkret in *Phragmites*-Beständen im Mittelwasserbereich Trockengewichte der Halme von über 1 kg/m² ermittelt (bzw. zwischen 13 t/ha und 18 t/ha und einmalig 27,7 t/ha). Die Trockengewichte der weiter landeinwärts gelegenen Bestände lagen immer unter 1 kg/m² (bzw. zwischen 4,3 t/ha und 7,4 t/ha mit einem einmaligen Maximum von 9,3 t/ha) (Krisch, Krauß, Kahl 1979).

Am Greifswalder Bodden betrug die oberirdische Biomasseproduktion von *Bolboschoenus maritimus* 449 ± 259 g Trockengewicht je m², das entspricht 4,5 ± 2,6 t/ha (Krisch 1985).

Im Donaodelta werden jährlich 2 500 000 t Schilfrohr produziert. Dabei steigerte sich die Produktion zwischen 1951 und 1954 folgendermaßen:

1951 auf 5-8 t/ha,

1952 auf 10 t/ha,

1953 auf 14,8 t/ha,

1954 auf 16,37 t/ha,

1955 auf 17,53 t/ha.

Die vom Schilf eingenommene Fläche vergrößerte sich 1953 um 55 % und 1956 um 67,5 %; die gemischten Schilf- und Gräserflächen verkleinerten sich 1953 auf 38,06 % und 1956 auf 26,67 %.

Ohne Zufuhr von Dünger und trotz jährlicher Ernte stieg die mittlere Faserlänge dabei im Mittel von 1,18 mm auf 1,75 mm (Rudewald-Rudescu 1958).

Das Donaudelta kann jährlich bis zu 60 000 t Stickstoff und über 3 000 t Phosphor zurückhalten (Konold, Schütz 1996).

Nach Kickuth (1978) beträgt die jährliche Eliminationsleistung von Schilf pro Hektar für Stickstoff 10-15 t Stickstoff pro Hektar, 3-5 t Phosphat und 130 t BSB₅.

Bei einem Grundwasserabfall um 25 cm vermindert sich die Neubildung von Halmen um 11-12 %, die Halmlänge um 14-15 % und die Produktion sinkt um 24-25 % (Rodewald-Rudescu 1974).

Raghi-Atri & Bornkamm (1979) haben an zwei Terminen die folgenden Inhaltsstoffe gemessen (in % der Trockenmasse):

Element	Gehalt in % der Trockenmasse	Organe mit höchstem Gehalt	Organe mit niedrigstem Gehalt	Bemerkungen
Natrium	0,02-0,34	unterirdische Pflanzenorgane	Blattscheiden	Blattspreiten, Halme: mittlere Gehalt
Kalium	0,42-3,07	Blattscheiden, dann Blattspreiten und unterirdische Organe	Halme	Gehalt nimmt in Halmen und Blattspreiten von Juli bis Oktober signifikant ab : Kalium ist stark mobil und wird vor dem Absterben abtransportiert
Calzium	0,27-3,05			
Magnesium	0,03-0,27	Blattspreiten	Halmtteile unter der Wasseroberfläche	keine Unterschiede zwischen Juli und Oktober, aber zwischen Standorten
Phosphor	0,02-0,29	Oktober: unterirdische Pflanzenteile, dann Blattspreiten	Oktober: Halme um ein Mehrfaches geringer	Juli: kein Unterschied zwischen einzelnen Pflanzenorganen; in Gewässern nimmt P zum Herbst hin ab, bleibt in unterirdischen Pflanzenorganen aber gleich
löslicher Stickstoff	0,08-1,08	Juli: Halme	Juli: Blattspreiten, Blattscheiden	von Juli bis Oktober: der : Gehalt nimmt bes. in Halmen ab, bleibt in Blattspreiten etwa gleich, steigt in unterirdischen Teilen an; in Blattscheiden und -spreiten überwiegt Protein-N (90 bzw. 83 %), nimmt zum Oktober leicht ab; Halme: löslicher Stickstoff etwas über 50 %, nimmt in Halmen zum Oktober um 1/3 ab, bleibt in unterirdischen Teilen gleich oder steigt an (Ausdruck für Transport- und Speichervorgänge)

Tab. 9: Inhaltsstoffe von Schilf, gemessen an zwei Terminen (Juli und Oktober) (nach Ragi-Atri, Bornkamm 1979)

Der Gehalt an hochpolymeren Substanzen (Stärke, Cellulose, Lignin) wurde ebenfalls bestimmt. Der größte Anteil wurde vom Lignin eingenommen, nämlich $\frac{1}{4}$ der Trockensubstanz. Cellulose machte $\frac{1}{6}$ aus. Der Gehalt an Stärke, der im Juli nur 1,9 % betrug, stieg zum Oktober hin auf das Vierfache an (Raghi-Atri, Bornkamm 1979).

5.2.3. Halm- und Pflanzendichte

Die optimalen Halm- bzw. Pflanzendichten betragen in uckermärkischen Seen bei einem Deckungsgrad von 75-100 % für *Phragmites australis* 70/m² und für *Typha angustifolia* 45/m² (Pries 1984).

Am Greifswalder Bodden beläuft sich die mittlere Halmdichte auf 300 ± 143 Sprosse/m² (Krisch 1985).

6. Liste der erwähnten Arten und Gesellschaften

6.1. Arten

6.1.1. Deutsche Namen – Botanische Namen

Ähren-Tausendblatt	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Bitteres Schaumkraut	<i>Cardamine amara</i>
Blaugrüne Binse	<i>Juncus inflexus</i>
Brackwasserstrandsimse	<i>Bolboschoenus maritimus subsp. compactus</i>
Breitblättriger Rohrkolben	<i>Typha latifolia</i>
Brennessel	<i>Urtica dioica</i>
Dreikantteichsimse	<i>Schoenoplectus triqueter</i>
Einfacher Igelkolben	<i>Sparganium emersum</i>
Einspelzige Sumpfbirse	<i>Eleocharis uniglumis</i>
Einspelzige Sumpfsimse	<i>Eleocharis uniglumis</i>
Einspelziges Sumpfried	<i>Eleocharis uniglumis</i>
Gauchheil-Ehrenpreis	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>
Gekielte Teichsimse	<i>Schoenoplectus x carinatus</i>
Gemeine Teichsimse	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Gemeine Strandsimse	<i>Bolboschoenus maritimus</i>
Gemeine Sumpfbirse	<i>Eleocharis palustris</i>
Gemeiner Blutweiderich	<i>Lythrum salicaria</i>
Gemeines Hornblatt	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Kalmus	<i>Acorus calamus</i>
Labkraut	<i>Galium aparine</i>
Mädesüß	<i>Filipendula ulmaria</i>
Meerstrandbinse	<i>Bolboschoenus maritimus</i>
Pfeilkraut	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
Rohrglanzgras	<i>Phalaris arundinacea</i>
Rohrkolben	<i>Typha</i>
Salzschlickgras	<i>Spartina anglica</i>
Salz-Teichsimse	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>
Scharbockskraut	<i>Ranunculus ficaria</i>
Schilf	<i>Phragmites australis</i>
Schlickgras	<i>Spartina anglica</i>
Schmalblättriger Rohrkolben	<i>Typha angustifolia</i>
Schwabenblume	<i>Butomus umbellatus</i>
Seebirse	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Strandsimse (Gemeine ~)	<i>Bolboschoenus (maritimus)</i>
Sumpfbirse (Gemeine ~)	<i>Eleocharis (palustris)</i>
Sumpfdotterblumen	<i>Caltha palustris</i>
Sumpfsimse (Gemeine ~)	<i>Eleocharis (palustris)</i>
Süßwasserstrandsimse	<i>Bolboschoenus maritimus subsp. maritimus</i>
Teich-Schachtelhalm	<i>Equisetum fluviatile</i>
Teichsimse (Gemeine ~)	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Wasserfenchel	<i>Oenanthe aquatica</i>
Wasserpfeffer	<i>Polygonum hydropiper</i>
Wasser-Schwaden	<i>Glyceria maxima</i>
Weißes Straußgras	<i>Agrostis stolonifera</i>
Wibels Schmieie	Deschampsia wibeliana

6.1.2. Botanische Namen – Deutsche Namen

<i>Acorus calamus</i>	Kalmus
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras
Bolboschoenus (maritimus)	(Gemeine) Strandsimse, Strandbinse, Meerstrandbinse
Bolboschoenus maritimus subsp. compactus	Brackwasserstrandsimse
<i>Bolboschoenus maritimus subsp. maritimus</i>	Süßwasserstrandsimse
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblumen
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut
Ceratophyllum demersum	Gemeines Hornblatt
Deschampsia wibeliana	Wibels Schmiele
<i>Eleocharis palustris</i>	(Gemeine) Sumpfsimse (Gemeine) Sumpfbirse
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse Einspelzige Sumpfsimse Einspelziges Sumpfried
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß
<i>Galium aparine</i>	Labkraut
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Binse
<i>Lythrum salicaria</i>	Gemeiner Blutweiderich
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähren-Tausendblatt
<i>Oenanthe aquatica</i>	Wasserfenchel
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Phragmites australis</i>	Schilf
<i>Polygonum hydropiper</i>	Wasserpfeffer
<i>Ranunculus ficaria</i>	Scharbockskraut
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pfeilkraut
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Gemeine Teichsimse, Teichbinse, Seebirse
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse
<i>Schoenoplectus triquetus</i>	Dreikantteichsimse
<i>Schoenoplectus x carinatus</i>	Gekielte Teichsimse
<i>Scirpus lacustris</i> (veraltet) =	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
<i>Scirpus maritimus</i> (veraltet) =	<i>Bolboschoenus maritimus</i>
<i>Scirpus tabernaemontani</i> (veraltet) =	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>
<i>Scirpus triquetus</i> (veraltet) =	<i>Schoenoplectus triquetus</i>
<i>Sparganium emersum</i>	Einfacher Igelkolben
<i>Spartina anglica</i>	Salzschlickgras Schlickgras
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben
<i>Urtica dioica</i>	Brennnessel
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Gauchheil-Ehrenpreis

6.2. Gesellschaften

- Asteretea = Salzmarschrasen
- Astero tripolii-Phragmitetum = Übergang vom Simsen- zum Schilf-Röhricht
- Bidentalia = Zweizahngesellschaften
- Bolboschoenetum maritimi = Strandsimsenröhricht (auch Brackwasserröhricht genannt)
- Calthion = Sumpfdotterblumengesellschaften
- Calystegion = Schleiergesellschaften und Flusspülsaumfluren
- Chenopodion rubri = Flussmeldenfluren
- Filipendulion = Mädesüß-Gesellschaft
- Glycerietum maximae = Wasserschwaden-Röhricht
- Glycerio-Sparganion = Flutschwaden-Röhricht
- Magnocaricion = Großseggenrieder
- Phalaridetum = Fluss-Röhricht
- Phalaridetum arundinaceae = Rohrglanzgras-Röhricht
- Phragmition; Phragmitetea = Röhrichte
- Potametea = Laichkrautgesellschaften
- Scirpetum lacustris = Teichsimsen-Röhricht / Seebinsen-Röhricht
- Scirpetum maritimi = Bolboschoenetum maritimi
- Scirpetum triquetri-maritimi = Dreikantsimsen-Strandsimsenröhricht
- Scirpo-Phragmitetum = Schilfröhricht (auch Teichröhricht genannt)
- Sparganio-Glycerion = Bach-Röhricht
- **Spartinetea = Schlickgras-Gesellschaften**
- Thero-Salicornietea = Quellerfluren

7. Zitierte Literatur

Hinweis: Eine ausführlichere Zusammenstellung von Literatur zum behandelten Thema, mit Stichworten und z.T. mit Abstracts, ist in der MS-Access-Datenbank „LiteraturRöhricht.mdb“ zu finden.

AKKERMANN, R. (1978): Vorschläge zur Sanierung des Dümmers aus ökologischer Sicht. -Ber. Naturhist. Gesellschaft Hannover Nr. 121

ARGE ELBE (1992): Salzgehalts- und Trübstoffverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (Hrsg.), Hamburg: 1-145

ARGE WESER (1996): Ökologische Gesamtplanung Weser - Grundlagen, Leitbilder und Entwicklungsziele für Weser, Werra und Fulda. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Weser (Hrsg.): 1-236

ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. (1988): *Phragmites australis* – a preliminary study of soil oxidizing sites and internal gas transport pathways. -New Phytol. 108: 373-382

ARMSTRONG, W.; BRÄNDLE, R.; JACKSON, M.B. (1994): Mechanisms of flood tolerance in plants. -Acta Bot. Neerl. 43, 4: 307-358

BERGHAUSEN, Maja (1992): Oberirdische Stoffproduktion von *Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus* und *Schoenoplectus tabernaemontani* im Süßwasserbereich der Tide-Elbe in Hamburg. -Inst. Angew. Bot. Hamburg, Beih. 3: 75-91

BORNKAMM, R.; RAGHI-ATRI, F. (1986): Über die Wirkung unterschiedlicher Gaben von Stickstoff und Phosphor auf die Entwicklung von *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL. -Arch. Hydrobiol. 105, 4: 423-441

BRÄNDLE, R. (1990): Überlebensstrategien der Rhizome von Sumpf- und Röhrichtpflanzen. In: SUKOPP, H; KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 71: 103-120

BUSCH, Dieter; SCHIRMER, Michael; SCHUCHARDT, Bastian; SCHRÖDER, Karsten (1984): Der Ausbau der Unterweser zum Goßschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flußfischerei. -Neues Archiv für Niedersachsen, Band 33, Heft 1: 60-80

CLAUS, Beatrice; NEUMANN, Petra; SCHIRMER, Michael (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Teil 1. Dokumente, Leitbild, Bewertungskriterien, regionalisierte Bewertung. -Veröffentlichungen der Gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr. 1-94: 1-369

CLAUS, Beatrice; NEUMANN, Petra; SCHIRMER, Michael (1994b): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Teil 2. Konkretisierung der Entwicklungsziele; Maßnahmen / Entwicklungskonzept; Landwirtschaftliche Perspektiven.

-Veröffentlichungen der Gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr. 8-94:
1-232

CORDES, H. (1993): Die Entwicklung des Naturraumes Unterweser aus vegetationskundlicher Sicht. -UVP-Spezial 6: 67-75

DAHL, Hanns-Jörg; HECKENROTH, Hartmut (1978): Landschaftspflegerisches Gutachten zur Emsumleitung durch den Dollart. -Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 6: 1-214

DIENST, M.; STARK, H. (1987): Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984-1987. -Natur und Mensch 29: 3-8

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.), ARGE WESER (1994): Erfassung des ökologischen Zustandes der Auenbereiche von Werra, Fulda, Ober- und Mittelweser (Autoren: Buschmann, M.; Figura, W.; Lewling, S.) Band I: Beschreibung der Methodik und Erläuterung der Ergebnisse

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer Stuttgart: 1-1095

FLÜGGER, Jo; KRAMER, Heiko; CORDES, Hermann (1985): Untersuchungen zum Einfluß der Tide auf die Vegetation im Außendeichsbereich der unteren Wümme bei Bremen. Poster Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Bremen 1983), Band XIII: 229-234

FOCK, Heino; RICKLEFS, Klaus (1996): Die Eider - Veränderungen seit dem Mittelalter. In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 39-43

FRITZ, M. (1985): Hydrochemische Untersuchung eines Süßwasserpriels (NSG Heuckenlock, Hamburg). -Verh. Ges. Ökol. 13: 157-164

FUCHS, C. (1991): Phytophage Arthropoden im Röhrichtgürtel des Bodensee-Untersees und ihr Einfluß auf die Vitalität des Schilfs. Dipl.-Arb., Konstanz: 1-82

GILLNER, V. (1960): Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der schwedischen Westküste. -Acta Phytogeogr. Suecica 43: 1-198

GROSSER, Stephan; POHL, Wolfgang; MELZER, Arnulf (1997): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen; -BayLfU 141: 1-139

GROTJAHN, M. (1983): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. -Jahresber. Forschungsstelle Insel-Küstenschutz 34: 95-118

GUNATILAKA, A. (1985): Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedlersees - Auswirkungen des Grünschnitts. -Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 223-310

HAACKS, Manfred (1998): Landschaftsökologisch-vegetationskundliche Vergleichsstudie der Dove und Gose Elbe in Hamburg. -Hamburger Vegetationsgeographische Mitteilungen, Heft 11: 1-70

HAGGE, Andreas; GREISER, Norbert (1996): Flußtypische Lebensräume schützen! In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 267-300

HÄRDTLE, Werner; VESTERGAARD, Peter (1996): Veränderungen der Ufervegetation, Salzwiesen und Dünen. In: 157-162 LOZÁN, José L.; LAMPE, MATTHÄUS, Wolfgang; RACHOR, Eike; RUMOHR, Heye; VON WESTERNHAGEN, Hein (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 157-162

HASLAM, S.M. (1972); Biological flora of the British isles - *Phragmites communis* Trin.; -Journal of Ecology 60

HEINRICH, T.; MÜHLNER, G. (1981): Beurteilung der Röhrichtbestände an der Unterweser im Bereich Landkreis Wesermarsch im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit. LK Wesermarsch, Amt für Landschaftspflege

HEJNY, Slavomil (1962): Über die Bedeutung der Schwankungen des Wasserspiegels für die Charakteristik der Makrophytengesellschaften in den mitteleuropäischen Gewässern. -Preslia 34 (Praha): 359-367

HELLINGS, Samuel E.; GALLAGHER, John L. (1992): The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. -Journal of Applied Ecology 29: 41-49

HÖPNER, Th. (1994): Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: LOZÁN, José L.; RACHOR, Eike; REISE, Karsten; VON WESTERNHAGEN, Hein; LENZ, Walter (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 171-175

HOSNER, E.; JANAUER, G.A.; HABERL, R. (1990): Biometrie und mechanische Eigenschaften von Schilf an künstlich geschaffenen und natürlichen Standorten. In: Sukopp, H; Krauß, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch., Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 71: 199-211 TU Berlin

HUBER, Andreas; WEISS, Heinz W. (1986): Wellenerosion am Rhein. Ufererosion am Thurgauer Hochrhein zwischen Stein am Rhein und Schaffhausen - Auswirkungen der Wellen des Schiffs- und Motorbootverkehrs. -Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Nr. 88: 1-247

ISEL, C. (1990): Die Geschichte der Schilfröhrichte am Bielersee und Folgerungen für den praktischen Schilfschutz. In: Sukopp, H; Krauß, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch., Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 71: 212-228

JESCHKE, Lebrecht (1995): Salzgrasland und Röhrichte an der vorpommerschen Ostseeküste. In: Lamp, J. (Hrsg.): Gesunde Ostseeküste - WWF-Tagungsbericht 9. Stralsund 9: 185-199

KAMPICHLER, Christian; MISSLINGER, Barbara; WAITZBAUER, Wolfgang (1994): Der Einfluß des Schnitts auf die endophage Fauna des Schilfes (*Phragmites australis*). -Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 1-9

KAUSCH, Hartmut (1996): Die Elbe - ein immer wieder veränderter Fluß. In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 43-52

KAUSCH, Hartmut (1996b): Fahrwasservertiefungen ohne Grenzen? In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 162-168

KICKUTH, R. (1978): Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände. -Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes: Bedeutung der Ufervegetation in Binnengewässern, Schutz und Regulierung 25: 57-70

KINDER, Michael; VAGTS, Irene (1999): Die Vegetation der Ästuar-Salzwiesen und Brackwasser-Röhrichte an der südlichen Wurger Küste bei Weddewarden (Bremerhaven). -Abh. Naturwiss. Verein Bremen 44/2-3, Festschrift Kubbier: 523-544

KOHL, J.G.; HENNING, M. (1987): Amino acid content and pattern as an indicator of the hyperfertilization of regressive stand of common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel). -Arch. Hydrobiol. Beih. 27: 203-210

KÖHLER, Ralf; CHOJNACKI, Ireneusz (1996): Die Oder - ein wichtiger Fluß an der südlichen Ostsee in Gefahr. In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 59-65

KONOLD, Werner; SCHÜTZ, Wolfgang (1996): Die Donau - Gefährdung eines internationalen Flusses. In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 28-38

KÖTTER, Friedbert (1961): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe. -Arch. Hydrobiol. / Supp. 26: 106-184

KOVÁCS, M. (1990): Zusammenfassende Wertung der Ursachen des Schilfsterbens in Ungarn. In: SUKOPP, H; KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch., Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 71: 49-57

KRAUSCH, Heinz-Dieter (1965): Vegetationskundliche Beobachtungen im Donaudelta. -Limnologica 3 (3): 271-313

KRAUSS, Manfred (1992): Röhrichtrückgang an der Berliner Havel - Ursachen, Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolg. -Natur und Landschaft 67. Jg., Heft 6: 287-292

KRISCH, H. (1992): Systematik und Ökologie der *Bolboschoenus*- und der *Phragmites*-Brackwasserröhrichte der Vorpommerschen Boddenküste (Ostsee). -Drosera '92: 89-116

KRISCH, Haubold (1985): Biomasseproduktion und edaphische Verhältnisse von *Bolboschoenus maritimus*-Beständen des Greifswalder Boddens. -Limnologica (Berlin) 16: 277-295

KRISCH, Haubold; KRAUSS, Neidhardt; KAHL, Michael (1979): Der Einfluß von Schnitt und Frost auf Entwicklung und Biomasseproduktion der Phragmites-Röhrichte am Greifswalder Bodden. -Folia Geobot. Phytotax. (Praha) 14: 121-144

KRUMSCHEID-PLANKERT, Priska (1992): Ist das "Schilfsterben" eine Folge der Eutrophierung? Zur Nährstoffabhängigkeit von Bestandsparametern des Schilfrohrs *Phragmites australis*. DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) - Tagungsbericht 1992 (Konstanz) Band I: 333-338

KÜHL, Harald; ZEMLIN, Rüdiger; KOHL, Johannes-Günther (1998): Vergleich der Populationsdynamik unterschiedlicher Schilfbestände - Ergebnisse einer 12-jährigen Studie DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt) Band II: 655-659

KURZ, Holger; KÜVER, Bernd (1991): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Vertiefung der Außenweser. Teilaspekt: Vegetationskundliche Bestandsaufnahme im Außendeichsgebiet der Unterweser auf der Grundlage einer CIR-Luftbildbefliegung. Auswertung im Hinblick auf Vegetationstypen, Kartierung ausgewählter Vegetationen am Boden und Erfassung gefährdeter Pflanzenarten. Band 1: Allgemeiner Teil; Band 2: Beschreibung der Vegetationstypen; Büro für Biologische Bestandsaufnahmen und Bewertungen; im Auftrage des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven: 1-32

KVET, J.; HUDEC, K. (1971): Effects of grazing by greylag goose on reedswamp plant community. -Hydrobiologia 12 351-359

LK WESERMARSCH (1992): Landschaftsrahmenplan des Landkreises Wesermarsch.

MELZER, A.; GROSSER, S. (1992): Der Schilfrückgang am Chiemsee. DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) - Tagungsbericht 1992 (Konstanz) Band I: 349-353

MIERWALD, Ulrich (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. -Mitt. d. Arbeitsgem. Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 39: 1-286

NEUGEBOHRN, Lars (1996): Die Ufervegetation und ihre Gefährdung. In: LOZÁN, José L.; KAUSCH, Hartmut (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren; Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 273-280

NEUHAUS, D; KÜHL, H. (1992): Anwendung molekularbiologischer Methoden in der Röhrichtforschung. DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) - Tagungsbericht 1992 (Konstanz) Band I: 329-332

OERTLING, Wolfgang (1992): Profil-Typen der Ufer-Vegetation der Unterelbe im Bereich und unterhalb der Mitteltidehochwasser-Linie. -Inst. Angew. Bot. Hamburg, Beih. 3: 37-74

OSTENDORP, O. (1991): Zur Geschichte der Uferröhrichte des Bodensee-Untersees. -Schr.VG Bodensee 109: 215-233

OSTENDORP, W. (1989): "Die-back" of reeds in Europe, a critical review of literature. -Aquatic Botany 35: 5-26

- OSTENDORP, W. (1990): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. -Carolinea 48: 85-102
- OSTENDORP, W. (1990b): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? In: SUKOPP, H; KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch., Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 71: 121-140 TU Berlin
- OSTENDORP, W. (1995): Estimation of mechanical resistance of lakeside Phragmites stands. -Aquatic Botany 51: 87-101
- OSTENDORP, Wolfgang; HILLE, Sven; TIEDGE, Eva (1998): Bestandsstruktur und Biomasse-Produktion von Phragmites-Röhrichten an mitteleuropäischen Gewässern unterschiedlicher Trophie. DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt) Band II: 660-664
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; -Beih.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280
- OSTERKAMP, Susanne; SCHIRMER, Michael (2000): Projekt "Klimaänderung und Unterweserregion" (Fallstudie Weserästuar). Abschlußbericht, Teilprojekt Ökologischer Komplex, Teil B: "Klimasensitivität der Unterweser und ihrer Vorländer"; Universität Bremen, im Auftrag des Bildungsministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie und des Landes Bremen Bremen: 1-151
- PIER, A.; DIENST, M.; STARK, H. (1990): Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984 bis 1988. In: SUKOPP, H; KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen, Ergebnisse des Workshops in Berlin (West), 13.-15.10.1988. -Landschaftsentw. u. Umweltforsch., Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 71 TU Berlin
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. überarb. u. stark erw. Auflage, Stuttgart
- POTT, Richard (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. -Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIII: 111-119
- PREISING, E. ET AL. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. -Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 20/8
- PREISINGER, H. (1985): Die aktuelle Vegetation der Tideröhricht- und Auenwaldstandorte im Hamburger Hafen- und Hafenrandgebiet. -Verh. Ges. Ökologie (Bremen 1983) 13: 139-149
- PREISINGER, H. (1992): Die Vorländereien der Tideelbe und was an ihnen so schützenswert ist. -Wattenmeer International (WWF) 1/92

- PRIES, Ernst (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände. Teil 1; -Naturschutzarbeit in Mecklenburg, 27. Jg. (1): 3-19
- RAABE, E.-W. (1981): Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. -Mitt. AG Geobotanik Schl.-Holst. u. Hamb., Heft 31: 1-118
- RAGHI-ATRI, F; BORNKAMM, R. (1979): Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. -Arch. Hydrobiol. 85: 192-228
- RIEDEL-LORJE, J.C.; GAUMERT, T. (1982): 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842-1943 unter dem Einfluß von Stromverbau und Sieleinleitungen. -Arch. Hydrobiol. Suppl. 61: 317-376
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1958): Schilfrohr und Fischkultur im Donaudelta. -Arch. f. Hydrobiol. 54, 3: 303-339
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr; *Phragmites communis* Trinius. Die Binnengewässer; Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten Band XXVII; E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart
- RUNGE, Fritz (1980): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. 6./7. verb. u. verm. Auflage, Aschendorff, Münster: 1-278
- SCHNELL, Gesa (1988): Öko-Porträt Schilfrohr (*Phragmites australis*). Beilage zu natur, München; Naturschutzverband Niedersachsen (NVN) - Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems (BSH) München
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee - Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. -Arch. Hydrobiol./Suppl. (Monographische Beiträge) 1/2: 53-99
- SCHUCHARDT, Bastian (1995): Die Veränderung des Tidehubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Ein Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer. -Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (6): 211-217
- SCHUCHARDT, Bastian; BECKMANN, Markus; KNUST, Rainer; SCHIRMER, Michael (1984): Eulitorale Uferstrukturen an der Unterweser. *Drosera* 84(2): 83-90
- SCHWOERBEL, Jürgen (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Aufl., Fischer Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: 1-465
- SEELIG, Annette (1992): Profil-Typen und Standorte der Elbufer-Vegetation zwischen Staustufe Geesthacht und Bunthäuser Spitze im Bereich der Mitteltidehochwasserlinie. -Inst. Angew. Bot. Hamburg, Beih. 3: 5-36
- SEIDEL, Käthe (1969): Höhere Wasserpflanzen in ihrer Umwelt. -Rev. Roum. Biol., Ser. Zool. 14: 149-156

STEINMANN, Fritz; BRÄNDLE, Roland (1984): Auswirkungen von Halmverlusten auf den Kohlenhydratstoffwechsel überfluteter Seebinsensrhizome *Schoenoplectus lacustris* (L.)
PALLA. -Flora 175: 295-299

SUKOPP, H; MARKSTEIN, B. (1989): Die Vegetation der Berliner Havel, Bestandsveränderungen 1962-1987. Landschaftsentw. Umweltforsch. (Berlin) Nr. 64 1-128, TU Berlin Berlin

TSCHARNITKE, T. (1983): Klärteiche - Feuchtgebiete in einer ausgeräumten Kulturlandschaft. -Natur Landschaft 58: 333-337

VAN DER TOORN, J.; MOOK, J.H. (1982): The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*. I. Effects of burning, frost and insect damage on shoot density and shoot size. -J. Appl. Ecol. 19: 477-499

VON DRACHENFELS, Olaf (Bearb.) (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach §28a und §28b NNatG geschützten Biotope. Stand September 1994; Niedersächsisches Landesamt für Ökologie Hannover (Hrsg.); -Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs., Heft A/4 1-192

WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES, WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT HAMBURG, FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, WIRTSCHAFTSBEHÖRDE, STROM- UND HAFENBAU (1997): Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt UVU- und Beweissicherungsdatenbank

WIEGLEB, Gerhard (1979): Vegetation und Umweltbedingungen der Oberharzer Stauteiche heute und in Zukunft. Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Niedersächsischen Fließgewässer. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz Hannover (Hrsg.); -Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 10: 1-122

WOLF, Achim (1988): Röhrichte und Rieder des holsteinischen Elbufers unterhalb Hamburgs. -Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., Bd. 58: 55-68