

2/2007

Veranstaltungen

Röhricht an Bundeswasserstraßen
(im norddeutschen Raum)

Kolloquium am 6. Juni 2007 in Hannover

Koblenz, August 2007



Bundesministerium
für Verkehr, Bau
und Stadtentwicklung

Kolloquium

Röhricht an Bundeswasserstraßen (im norddeutschen Raum)

Bei Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen an Bundeswasserstraßen sind mögliche Wirkungen auf Röhrichte oftmals Gegenstand umfassender Diskussionen. Um begründete Aussagen zur Erhaltung und Entwicklung von Röhrichtbeständen zu treffen, bedarf es eines dezidierten Wissens um die Habitatansprüche und die langfristige Reaktion verschiedener Röhrichte auf veränderte Umweltparameter.

Mit dem Kolloquium wurden aktuelle Arbeiten und Ergebnisse der Röhrichtforschung insbesondere aus dem Küstenbereich und dem Bereich norddeutscher Binnenwasserstraßen vorgestellt und diskutiert.

Sowohl Betrachtungen der allgemeinen großräumigen Röhrichtentwicklung als auch die Habitatansprüche einzelner Röhrichtarten(-gruppen) und die Einordnung der Ergebnisse in die komplexen Wirkungszusammenhänge (Morphodynamik, Wellenschlagsbelastung, Wasserstandsänderungen u.a.) an Bundeswasserstraßen standen im Mittelpunkt dieses Kolloquiums.

Inhaltsverzeichnis

Röhrichte in Ästuaren: Verbreitung, Ökosystemfunktionen und Gefährdung Kai Jensen	5
Aktuelle und historische Röhrichtentwicklung an Unter- und Außenelbe Uwe Schröder.....	20
Die Entwicklung der Tide-Röhrichte an der Weser und ihr Leitbild Volker Steege	31
Habitateignungsmodelle für Röhrichte an Tideelbe und Tideweser Maike Heuner.....	46
Habitateignungsmodelle für Röhrichte in der Praxis. Möglichkeiten und Grenzen Peter Horchler	57
Zum Einfluss des Wellenschlags auf Röhricht an der Unteren Havel-Wasserstraße Andreas Sundermeier, Uwe Schröder, Bernd Wolters.....	65
Röhrichtansiedlung und Röhrichtentwicklung an Berliner Wasserstraßen Katrin Heinze, Manfred Krauß.....	72
Röhrichte zur Ufersicherung (Versuchsstrecken an Mittelweser und Mittellandkanal) Hubert Liebenstein	83

Röhrichte in Ästuaren: Verbreitung, Ökosystemfunktionen und Gefährdung

Kai Jensen

1 Einleitung

Ästuare sind tidebeeinflusste Flussmündungen, in denen es zur Mischung von Süß- und Salzwasser kommt. Sie sind gekennzeichnet durch Ökosystemkomplexe mit ausgeprägten ökologischen Gradienten und einer starken Vernetzung der einzelnen Kompartimente. Ökosysteme in Ästuaren zählen zu den produktivsten Systemen der Erde. Gleichzeitig bieten sie Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, und sie sind Orte bedeutsamer biochemischer Umsetzungen beispielsweise des N-, P- und Si-Kreislaufs. Röhrichte finden sich in Ästuaren in der Süß- und Brackwasserzone im Wechselwasserbereich entlang der Ufer.

Ästuare sind auch seit langer Zeit bevorzugte Siedlungsräume für den Menschen. Anthropogene Veränderungen der (nordwest)europäischen Ästuare umfassen bereits seit dem Neolithikum die sukzessive Entwaldung im stromaufwärts gelegenen Einzugsbereich der Flüsse mit einer einhergehenden Erhöhung der flussabwärts transportierten Sedimentfrachten (z. B. KÜSTER 1999, PREISINGER 2005). Allerdings dürfte die Entwaldung sowohl im flussaufwärts gelegenen Einzugsgebiet als auch direkt entlang der Ufer der Ästuare eher zu einer Förderung der Ausdehnung von Röhrichten geführt haben. Seit dem Mittelalter haben dann Eindeichungen ehemaliger Überflutungsflächen zu einem Flächenverlust von Röhrichten geführt (PREISINGER 2005; vgl. z. B. MEIER 2005 zur Geschichte des Deichbaus). Im Laufe der letzten 150 Jahre sind weitere anthropogene Einflüsse wie z.B. Fahrwasservertiefungen, Änderungen der trophischen Situation (Eutrophierung) und Bauwerke zur Begrenzung des Tideeinflusses hinzugekommen (MEIRE et al. 2005). In jüngerer Zeit wird auch der als Folge der globalen Erwärmung schnellere Meeresspiegelanstieg als ein bedrohender Faktor für ästuare Ökosysteme angesehen.

Ziel dieses Beitrags soll es sein, einen kurzen Überblick über vorhandene Kenntnisse in Bezug auf die Vegetation und ausgewählte Aspekte des Stoffhaushaltes von ästuaren Marschen zu geben. Als ästuare Marschen werden von krautigen Pflanzen dominierte Ökosysteme bezeichnet, die sich im tidebeeinflussten Wechselwasserbereich der Ufer entlang des gesamten Salinitätsgradienten in Ästuaren ausbilden. Der Schwerpunkt des vorliegenden Artikels liegt auf der Beschreibung von Röhrichten in Ästuaren, aber auch die Übergänge zu Salzmarschen sollen nicht unerwähnt bleiben. Schließlich soll weiterer Forschungsbedarf über diese hochkomplexen Ökosysteme aufgezeigt werden.

2 Standortgradienten und Lebensräume

Ästuare Marschen finden sich im tidebeeinflussten Wechselwasserbereich entlang des gesamten Salinitätsgradienten. Somit können Süß-, Brackwasser- und Salzmarschen differenziert werden. MITSCH & GOSSELINK (2000) bezeichnen Marschen in Ästuaren mit einer (mittleren) Salinität von $< 0,5$ ppt des Überflutungswassers als tidebeeinflusste Süßwassermarschen (tidal freshwater marshes). In Nordamerika wird diesem Ökosystemtyp aufgrund seiner hohen Artenvielfalt und seiner Bedeutung für den Stoffhaushalt große Bedeutung beigemessen (vgl. z. B. ODUM 1988). Im oligohalinen Bereich (0,5 bis 5 ppt) entwickeln sich Brackwassermarschen. Salzmarschen finden sich schließlich im meso- (5 bis 18 ppt) und euhalinen (18 bis 30 ppt) Bereich der Ästuare. Als Röhrichte zu bezeichnende Ökosysteme entwickeln sich in Ästuaren an Standorten der Süß- und Brackwassermarschen.

Die Vegetationszusammensetzung der ästuaren Marschen spiegelt diesen standörtlichen Gradienten wider: In den Süßwassermarschen dominieren Arten mit einer geringen Salztoleranz wie beispielsweise das Schilf (*Phragmites australis*). Weitere bezeichnende Arten sind die Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*) oder auch der Blutweiderich (*Lythrum salicaria*). In den Salzmarschen dominieren Arten, die eine hohe Toleranz gegenüber erhöhter Salinität aufweisen. Charakteristische Arten sind hier beispielsweise die Portulak-Keilmelde (*Halimione portulacoides*) und die Strand-Aster (*Aster tripolium*). Im brackwasserbeeinflussten Übergangsbereich verringert sich die Produktivität der wenig salztoleranten Arten der Süßwassermarschen bzw. die Arten fallen ganz aus, während Arten der Salzmarschen hinzutreten.

Außer dem geschilderten Salinitätsgradienten prägt auch der Überflutungsgradient die Vegetationszusammensetzung. Dieser ist eng verbunden mit der Lage der Standorte in Bezug zum MThw. Prinzipiell kann in Marschen eine Pionierzone sowie eine untere und eine obere Marsch differenziert werden. Die Übergänge zwischen diesen Zonen sind oftmals sehr abrupt: In den Salzmarschen dominieren in der Pionierzone in Mitteleuropa der Queller (*Salicornia europaea*) oder das Schlickgras (*Spartina anglica*). Der Queller erreicht die höchsten Deckungsanteile zwischen 25 cm unter und 25 cm über MThw, das (neophytische) Schlickgras zwischen 50 und 25 cm unter MThw. Somit werden große Bereiche der Standorte dieser Pionierzone bei jedem Hochwasser überflutet. Landeinwärts schließt sich die untere Salzmarsch an, in der *Puccinellia maritima* (Anel; Optimalbereich zwischen 25 und 50 cm über MThw) oder *Halimione portulacoides* höhere Deckungsanteile einnehmen. Schließlich finden sich ab etwa einer Höhe von 50 cm über MThw Bestände der oberen Salzmarsch (dominante Arten: *Festuca rubra*, *Elymus athericus*), die nur sporadisch überflutet werden (vgl. JENSEN & SUCHROW 2005).

Auch im Brack- und Süßwasserbereich der Ästuare sind entsprechende, deutlich differenzierbare ‚Höhenzonen‘ entwickelt. Allerdings verläuft die Grenze zwischen den Vegetationszonen in anderen Höhenbereichen. So befindet sich die Grenze zwischen Pionierzone (oft dominiert von *Bolboschoenus maritimus*) und unterer Marsch im Bereich der Süßwasser-Tideelbe nach ELLENBERG (1996) bei etwa 50 cm unter MThw. Die optimale Entwicklung erreichen die Arten der unteren Marsch (*Phragmites australis*, *Caltha palustris*) etwa im Bereich zwischen 50 bis 0 cm unter MThw. Die obere Marsch (Hochstaudenflur mit *Angelica*

archangelica) schließt sich dann landeinwärts an. Bereiche, die von der Höhenlage her in Salzmarschen als obere Marsch bezeichnet werden würden, sind in den Süßwassermarschen bereits waldfähig und würden (im natürlichen Zustand) von Auwäldern eingenommen werden. Allerdings sind die natürlicherweise in den Ästuaren großflächig entwickelten Auwälder heute weitgehend zerstört, lediglich kleinflächig sind noch (sekundäre) auwaldähnliche Bestände zu beobachten (z. B. im NSG Heuckenlock in Hamburg; vgl. PREISINGER 2005).

Die genauen Mechanismen, die zur Ausbildung der beschriebenen horizontalen und vertikalen Vegetationszonierungen in ästuaren Marschen führen, sind für den mitteleuropäischen Raum bislang vergleichsweise schlecht untersucht. Postuliert wird in der Regel, dass die Verbreitungsgrenze von Arten am „extremem“ Ende entlang eines Stressgradienten (Salinität, Überflutung) durch die physiologische Toleranz der Arten gegenüber diesem Faktor bedingt ist, während die Verbreitungsgrenze am „weniger extremen“ Ende des Stressgradienten durch abnehmende Konkurrenzkraft gegenüber koexistierenden Arten zustande kommt (BERTNESS 2007). Für die Verbreitung von Arten entlang des Überflutungsgradienten in Salzmarschen konnten diese Mechanismen für Marschen in Nord- und Südamerika sowie Europa experimentell belegt werden (z. B. BERTNESS & ELLISON 1987, HUCKLE et al. 2000, COSTA et al. 2003). Allerdings können auch positive Interaktionen zwischen den beteiligten Arten für die zu beobachtenden Muster bedeutsam sein (vgl. z. B. FOGEL et al. 2004, CRAIN & BERTNESS 2005). Die Mechanismen, die zur Ausbildung der horizontalen Zonierung und somit zu den Vegetationsgrenzen entlang des Salinitätsgradienten führen, wurden bislang nur von CRAIN et al. (2004) für nordamerikanische Marschen experimentell untersucht. Ob sowohl Interaktionen zwischen den Arten (interspezifische Konkurrenz) als auch die physiologische Konstitution der Arten auch für die Ausbildung der Vegetationsgrenzen in mitteleuropäischen Marschen verantwortlich sind, wird derzeit an der Tideelbe durch ein reziprokes Transplantationsexperiment mit typischen Arten der Süßwasser- (*Phragmites australis*, *Bolboschoenus maritimus*) und der Salzmarschen (*Spartina anglica*, *Puccinellia maritima*) entlang des Salinitätsgradienten untersucht (ENGELS, in Vorb.).

3 Lebensraumfunktion und Biodiversität

Obwohl die einzelnen in den Salinitäts- und ‚Höhenzonen‘ entwickelten Pflanzenbestände als eher artenarm bezeichnet werden können, kommt dem gesamten Ökosystemkomplex der ästuaren Marschen große Bedeutung als Lebensraum für Pflanzen und Tiere zu. In Mitteleuropa weisen vor allem basenreiche Standorte mit einer geringen Phytomasseproduktion (z. B. Kalkmagerrasen, Kalkflachmoore) eine hohe Artenvielfalt pro Flächeneinheit auf (z. B. PÄRTEL & ZOBEL 1995, SCHRAUTZER & JENSEN 2006). Ästuare Marschen sind hingegen hochproduktive Systeme, die oftmals von wenigen konkurrenzstarken Arten (z. B. *Phragmites australis*, *Elymus athericus*) dominiert werden. Innerhalb der ästuaren Marschen können zunehmende Salinität und Überflutung als auf Höhere Pflanzen einwirkender Stress aufgefasst werden. Oft nimmt in Ökosystemen mit steigendem Stress die Artenvielfalt pro Flächeneinheit ab, so dass auch für ästuare Marschen erwartet werden kann, dass sich typische Diversitätsmuster entlang des Salinitäts- und Überflutungsgradienten ausbilden.

In ästuaren Marschen der Elbe sowie des Connecticut wurde entlang des Salinitäts- und Überflutungsgradienten die Artenvielfalt der Vegetation untersucht. Hierzu wurden im Sommer 2006 jeweils 5 Marschen pro Gewässer und Salinitätsstufe ausgewählt. In den untersuchten 30 Marschen wurde entlang des Überflutungsgradienten die Artenzusammensetzung und –vielfalt der Vegetation auf jeweils fünf 1-m²-Flächen in der Pionierzone, in der unteren sowie in der oberen Marsch erfasst. Hierbei zeigte sich (Abb. 1), dass generell die Artenvielfalt der Vegetation in den Süßwasser- und Brackwassermarschen des Connecticut höher war als an der Elbe. In den Marschen des Connecticut nahm die Artenvielfalt der Vegetation (wie erwartet) mit zunehmender Salinität und auch mit zunehmender Überflutungsfrequenz ab, während für die Verteilung der Artenvielfalt der Elbe im Bereich der unteren Marsch ein abweichendes Muster beobachtet wurde. Hier war die Artenvielfalt der Vegetation der Süß- und Brackwassermarschen genauso gering oder sogar geringer als diejenige der Salz- und Brackwassermarschen. Somit weist die untere Marschzone des Elbe-Ästuars im Bereich des Süß- und des Brackwassers, also gerade die Zone der als besonders schützenswert geltenden Süß- und Brackwasserröhrichte eine besonders artenarme Vegetation auf. Diese geringe Artenvielfalt wird vermutlich durch die starke Dominanz von *Phragmites australis* in diesen Zonen hervorgerufen.

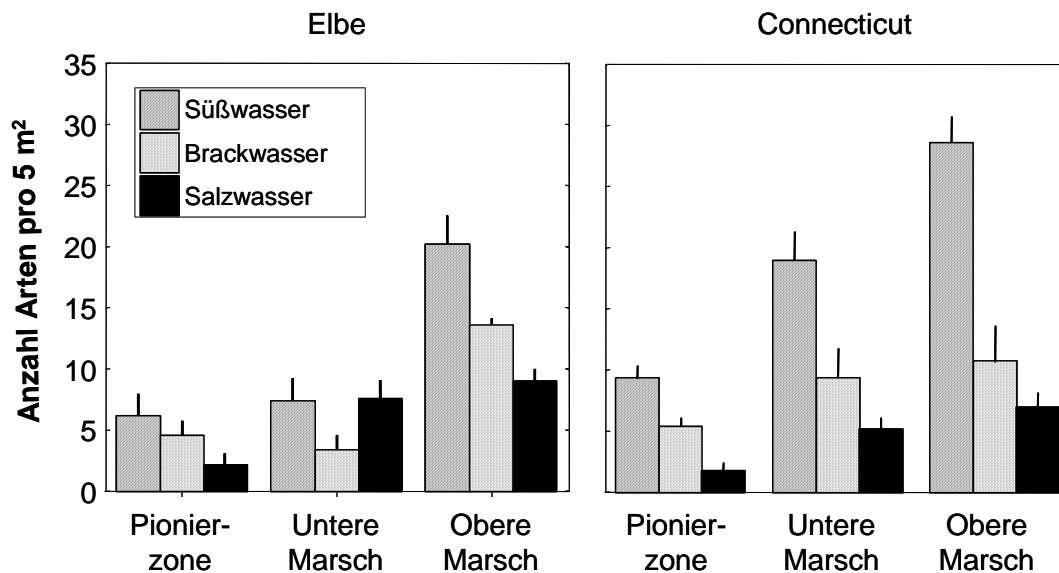


Abb. 1: Verteilung der Artenvielfalt der Vegetation entlang des Salinitäts- und Überflutungsgradienten in ästuaren Marschen der Elbe und des Connecticut

In Mitteleuropa werden diese vergleichsweise artenarmen *Phragmites*-Röhrichte als weitgehend natürliche und wertvolle Habitate angesehen. Dass diesen Röhrichte in Ästuaren ein großer naturschutzfachlicher Wert beigemessen wird, liegt sowohl an der Bedeutung der Röhrichte als Lebensraum für andere Organismen als auch an den Funktionen, die ästuare Röhrichte für den Wasser- und Stoffhaushalt übernehmen (können) (siehe jeweils die entsprechenden Abschnitte zu Biodiversität und Ökosystemfunktionen weiter unten). Zudem sind im Laufe der letzten Jahrzehnte zahlreiche ästuare Röhrichte durch Eindeichungen verloren gegangen (s. u.) und in Mitteleuropa ist zeitgleich auch ein starker Rückgang von Röh-

richten an Seeufern aufgetreten (vgl. z. B. OSTENDORP 1989). Im Gegensatz hierzu wurde in Nordamerika im Laufe der letzten Jahrzehnte eine Ausdehnung von *Phragmites*-Röhrichten insbesondere in Marschen an den Ästuaren der Atlantikküste beobachtet (z. B. MEADOWS & SALTONSTALL 2007). Hier wird diese Zunahme von *Phragmites* als Bedrohung der Artenvielfalt angesehen und es werden aufwändige Maßnahmen ergriffen, um *Phragmites* zurückzudrängen, da (i) der in Ausbreitung befindliche *Phragmites*-Haplotyp als in Nordamerika nicht-einheimisch gewertet wird und (ii) nach dessen Einwanderung die Artenvielfalt in den tidebeeinflussten Süßwassermarschen stark zurückgeht (vgl. FELL et al. 2003).

Untersuchungen zur Diversität anderer Artengruppen entlang der wirksamen ökologischen Gradienten in ästuaren Marschen sind rar. Allerdings haben MEIRE et al. (2005) für das in Europa besonders gut untersuchte Schelde-Ästuar die vorhandenen Daten zur Verteilung der Biodiversität zusammengefasst. Die Autoren zeigen, dass sowohl für Gefäßpflanzen als auch für Flechten und Moose, für Mollusken, Arthropoden und Brutvögel die Artenvielfalt im Süßwasserbereich höher ist als im Salz- und/oder Brackwasserbereich. HECKMANN (1986) befasste sich mit den Auswirkungen von Eindeichungen auf die Struktur und Vielfalt der Biozönosen im Elbe-Ästuar und zeigte, dass zahlreiche charakteristische Pflanzen- und Tierarten der ästuaren Marschen innerhalb weniger Jahre nach Eindeichung verschwinden.

Bedeutsam aus Sicht des Biodiversitätsschutzes ist aber nicht nur die Verteilung der Artenvielfalt entlang der beschriebenen Gradienten oder die gesamte Artenvielfalt im Ökosystemkomplex ästuare Marsch, sondern auch das Vorkommen seltener und/oder gefährdeter Sippen. Hier soll nur kurz darauf hingewiesen werden, dass in Ästuaren auch hochspezialisierte Arten vorkommen: So sind für das Elbe-Ästuar zwei endemische Gefäßpflanzen beschrieben. Sowohl die Wiebels-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) als auch der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) sind in ihrem Vorkommen auf den Süßwasserbereich der Tideelbe beschränkt. Während die Bestandsentwicklung von *Oenanthe conioides* im Laufe der letzten Jahrzehnte stark rückläufig ist (vgl. NEUBECKER et al. 2005), ist *Deschampsia wibeliana* derzeit entlang der Tideelbe eine häufig anzutreffende Art. *Oenanthe conioides* kommt vor allem im lückigen Übergangsbereich von Pionierzone zu unterer Süßwassermarsch auf schlackigen Sedimenten vor (BELOW 1999). Dieser Standort ist durch Uferverbauung, Hafentwicklung sowie Fahrwasservertiefungen im Laufe der letzten Jahrzehnte selten geworden (s. u.). Andererseits kommt *Deschampsia wibeliana* natürlicherweise als bezeichnende Art an sandigen Pionierstandorten im Bereich der Süßwasser-Tideelbe vor, besiedelt aber heute auch sekundäre (d. h. durch den Menschen entstandene) Standorte wie Steinschüttungen am Elbufer. Unklar ist bislang, ob die beiden genannten Sippen sich im Laufe der letzten etwa 6000 Jahre (d. h. seit der Entstehung ästuarer Marschen entlang der Elbe im Postglazial, vgl. GARNIEL & MIERWALD 1996, BEHRE 2005) durch starke disruptive Selektion von ihren nah verwandten (und weit verbreiteten) „Schwesterarten“ *Oenanthe aquatica* und *Deschampsia caespitosa* anatomisch-morphologisch, ökologisch und genetisch soweit differenziert haben, dass sie als eigenständige Arten bezeichnet werden können (vgl. hierzu KADEREIT & KADEREIT 2005).

KIFL (2005) betonen, dass das Elbe-Ästuar ein Gebiet „von sehr hohem ökologischen Gesamtwert“ darstellt. Sie listen 13 Arten des Anhangs II (u. a. *Oenanthe conioides* und eine Reihe von Fischen wie z. B. *Aspius aspius*, Rapfen) sowie 17 Lebensraumtypen der FFH-

Richtlinie (u. a. Atlantische Salzwiesen, feuchte Hochstaudenfluren und Auenwälder) auf. Diese Zahlen belegen den besonderen Wert von Ästuaren sowie von ästuaren Marschen bzw. Röhrichten in Ästuaren für den Biodiversitätsschutz.

3 Ökosystemfunktionen

Ästuare Marschen sind nicht nur Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten, sie „übernehmen“ auch eine Reihe von Ökosystemfunktionen. Als Ökosystemfunktionen werden hier Leistungen des Ökosystems Marsch definiert, die sich auf den Wasserhaushalt, auf Sedimentations- und Erosionsprozesse sowie auf biogeochemische Zyklen beziehen. In ästuaren Marschen können durch Sedimentation (Nähr-)Stoffe festgelegt werden, gleichzeitig finden auch zahlreiche Stofftransformationen statt, so dass den Marschen eine wichtige Rolle u. a. für den Stickstoff-, den Phosphor- und den Silizium-Haushalt des Ästuars zukommen kann (MITSCH & GOSSELINK 2000).

Ästuare Marschen sind sedimentäre Ökosysteme, d. h. sie sind durch Sedimentationsprozesse entstanden und können langfristig auch nur durch fortwährende Sedimentation weiter bestehen. Dies ist insbesondere vor dem in den letzten Jahrzehnten beschleunigten Meeresspiegelanstieg von Bedeutung (vgl. OLFF et al. 1997). Nach Ergebnissen von TEMMERMAN et al. (2003) ist die Sedimentation in ästuaren Marschen vor allem von der Schwebstofffracht des Überflutungswassers und darüber hinaus von der Überflutungsfrequenz und –dauer abhängig (vgl. auch DUVE 1999). Diese wiederum werden von der Lage in Bezug zu MThw sowie der Entfernung zum nächsten Priel und zur äußeren Marschenkante beeinflusst. BRUSH (1984) betont, dass die Form der Landnutzung im stromaufwärts gelegenen Einzugsgebiet von großer Bedeutung für die jährlichen Sedimentationsraten in ästuaren Marschen ist. So war im Zeitraum der maximalen Entwaldung im Einzugsgebiet (1910-1930) eines Ästuars in Maryland (USA) die Sedimentationsrate einer Süßwassermarsch mit 0,8 cm pro Jahr etwa doppelt so hoch wie in früheren und späteren Vergleichszeiträumen mit höherem Waldanteil.

Darüber hinaus wird auch der Vegetationsstruktur der Marschen selbst große Bedeutung für die Sedimentationsraten zugesprochen, da die Sedimentation während der Überflutungsphasen von der Strömungsgeschwindigkeit abhängt und diese durch die Vegetation erniedrigt wird (vgl. LEONARD & CROFT 2006). So konnten MORRIS et al. (2002) zeigen, dass in einem Düngungsexperiment die Erhöhung der produzierten Phytomasse in einer Marsch auch zu signifikant erhöhten Sedimentationsraten führt. TEMMERMAN et al. (2004) entwickelten für die Marschen des Schelde-Ästuars ein Modell, mit Hilfe dessen in Abhängigkeit von den beeinflussenden Faktoren die räumliche Verteilung von Sedimentationsraten prognostiziert werden kann. Eine Aufgabe für die Zukunft ist die Entwicklung empirischer Modelle zur Abschätzung der räumlichen und zeitlichen Dynamik der Sedimentation in ästuaren Marschen der deutschen Nordseeküste.

Die Ökosystemfunktion von ästuaren Marschen ergibt sich aber nicht nur aus den Sedimentationsprozessen, sondern auch aus ihrer Bedeutung für zahlreiche Stofftransformationen. In der Vergangenheit wurden vor allem der N- und der P-Haushalt von Feuchtgebieten fokussiert, weil diese Hauptnährstoffe als limitierende Faktoren der Primärproduktion in unter-

schiedlichen Ökosystemen von großer Bedeutung sind, und weil ihre Verfügbarkeit in den letzten Jahrzehnten durch anthropogenes Einwirken stark verändert wurde. So erhöhten sich die P-Einträge in das Wattenmeer der Nordsee in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts um das fünf- bis zehnfache (vgl. VAN DER VEER et al. 1989), und die Konzentration von anorganischem N im Wattenmeer verdoppelte sich zwischen 1950 und 1990 (vgl. JANSSEN 1993).

Im N-Kreislauf beeinflussen die Prozesse der biologischen N₂-Fixierung, der Assimilation anorganischer N-Verbindungen durch Mikroorganismen und Pflanzen, der Mineralisierung organischer N-Verbindungen (Ammonifizierung und Nitrifizierung) sowie der Denitrifizierung von NO₃ zu N₂ und N₂O die Funktion von Feuchtgebieten als Quelle oder Senke für den N-Haushalt (vgl. MITSCH & GOSSELINK 2000). Die Rolle biologischer N₂-Fixierung ist in ästuaren Marschen der temperaten Zone von untergeordneter Bedeutung (vgl. ROZEMA et al. 2000). Nitrifizierung und Denitrifizierung hängen vor allem vom Redoxpotenzial ab. Beide Prozesse variieren zeitlich, da sie von Mikroorganismen geleistet werden, deren Aktivität auch von der Temperatur abhängt. Die Denitrifizierung ist der einzige Prozess, der langfristig N aus ästuaren Marschen eliminieren kann. Ihr kommt deshalb für das Verständnis der Senken- oder Quellenfunktion besondere Bedeutung zu. Bislang liegen allerdings nur wenige Untersuchungen vor, in denen verlässliche Angaben zu Denitrifizierungsraten in europäischen (Salz-) Marschen angegeben werden (vgl. ROZEMA et al. 2000, ERIKSSON et al. 2003).

HAMERSLEY & HOWES (2005) stellen ein Verfahren vor, mit dem Nitrifizierungs- und Denitrifizierungsprozesse direkt in ungestörten Marschen analysiert werden können. Dieses Verfahren beruht auf der kleinflächigen Anreicherung von ¹⁵NH₄⁺ in Marschen: ¹⁵NH₄⁺ wird entlang einer Linie bis zu 10 cm Bodentiefe appliziert und anschließend wird (über mehrere Tage) die Veränderung von ¹⁵N-Gehalten in Bodenproben und der Biomasse verfolgt (vgl. HAMERSLEY & HOWES 2005). Dieses Verfahren bietet gegenüber klassischen in-situ-Verfahren zur Messung der Denitrifizierung (z. B. Verwendung von Acetylen-Blöcken vgl. WIGAND et al. 2004) den Vorteil, dass Nitrifizierung und Denitrifizierung als gekoppelte Prozesse erfasst werden können. In-vitro-Verfahren zur Messung der Denitrifizierung haben wiederum den Nachteil, dass die Sedimente nach der Probenahme von wesentlichen Einflussfaktoren wie dem Pflanzenwachstum, der Tide, der Hydrologie und den Redoxbedingungen entkoppelt sind.

In jüngerer Zeit wurde auch die Bedeutung von Süßwassermarschen (Tide-Röhrichte) für den Si-Haushalt untersucht. Si ist vor allem für die Entwicklung der Kieselalgen (Diatomeen), denen in den Nahrungsnetzen in Ästuaren eine besondere Rolle zukommt, bedeutsam (HACKNEY et al. 2000). Da einerseits durch N- und P-Einträge die Konzentration dieser Nährstoffe erhöht wurde, andererseits aber auch anthropogene Veränderungen der Fluss- und Küstenlandschaften (vor allem Eindeichungen, Bau von Staustufen) zu verringerter Si-Rücklösung bzw. erhöhter Si-Sedimentation geführt haben dürften, hat sich das Verhältnis der genannten Elemente in den letzten Jahrzehnten stark verändert. Insbesondere bei hohen Einträgen von Stickstoff und Phosphat kann Silizium im Frühsommer für die Primärproduktion von Algen in Küstengewässern limitierend werden, wodurch (z. T. toxische) Algenblüten von Nicht-Diatomeen-Arten wie z. B. *Chrysochromulina* oder *Phaeocystis* begünstigt werden (CONLEY et al. 1993, STRUYF et al. 2006).

HACKNEY et al. (2000) vermuten, dass der Si-Haushalt der „missing link“ zwischen der Ausdehnung von Marschen und der Sekundärproduktion von Fischen in Ästuaren und Küstengewässern ist. Ästuare Marschen enthalten in der (oft von Gräsern dominierten) Phytomasse der Vegetation eine große Menge Si. Dieses Si wird nach dem Absterben der Pflanzen abgebaut und als gelöstes Si in das Porenwasser aufgenommen. Gelöstes Si wird bei Niedrigwasser mit aussickerndem Interstitialwasser aus den Marschen heraustransportiert und kann dann von benthischen und planktischen Diatomeen aufgenommen werden. Mit dem Überflutungswasser gelangt dieses partikuläre Si wiederum in die Marschen, wo es sedimentiert und teilweise erneut in Lösung geht (vgl. STRUYF et al. 2005, 2006, 2007). Marschen können somit als „Recycler“ für gelöstes Si aufgefasst werden, das von großer Bedeutung für die Diatomeenproduktion und indirekt auch für die Sekundärproduktion ist. Allerdings basieren die hier zusammengefassten Ergebnisse bislang auf wenigen Untersuchungsgebieten. Zukünftig sollte die Bedeutung ästuarer Marschen für den Si-Haushalt der Gewässer auch für die Ästuare der deutschen Nordseeküste untersucht werden.

4 Gefährdung, nachhaltige Entwicklung und Renaturierung

Die Ufer von Ästuaren sind seit Jahrtausenden bevorzugte Siedlungsräume des Menschen. Bereits seit dem frühen Mittelalter wurde in Europa versucht, die Siedlungsräume entlang der Küsten und auch die agrarisch genutzten Flächen durch den Bau von Deichen zu schützen. Gleichzeitig wurde begonnen, die hinter den Deichen gelegenen Flächen systematisch zu entwässern, um sie besser für den Menschen nutzbar zu machen.

GARNIEL & MIERWALD (1996) beschreiben die Geschichte der Eindeichungen an der Unter- und Außenelbe: Erste Eindeichungen haben sowohl nördlich als auch südlich der Elbe bereits etwa um 1000 n. Chr. stattgefunden. Die Deiche wurden im Laufe der folgenden Jahrhunderte bis etwa 1750 fortwährend verstärkt oder aber näher an das Ufer verlegt. Dabei zeigte sich allerdings in einigen Bereichen, dass trotz Deichbau keine nachhaltige Ufersicherung zu erreichen war: So verschob sich durch fortwährende Erosion die Uferlinie im Bereich Cuxhaven zwischen 1570 und 1745 um etwa 2,5 km landeinwärts. Ein zwischen Glückstadt und der Störmündung gelegener Koog (heute: „Blomsche Wildnis“), der Anfang des 17. Jahrhunderts eingedeicht, aber durch eine Sturmflut wieder verloren gegangen war, wurde nicht erneut eingedeicht, da das Risiko eines erneuten Verlustes als zu hoch erachtet wurde.

Zwischen 1000 und 1750 n. Chr. wurde der Raum, der dem Überflutungswasser bei Sturmfluten zur Verfügung stand, fortwährend eingeschränkt. Zwischen 1750 und 1960 wurden an der Unter- und Außenelbe während eines Zeitraumes von mehr als 200 Jahren keine neuen Eindeichungen mehr vorgenommen. Allerdings vollzogen sich gerade in diesem Zeitraum dramatische Veränderungen im Gebiet des Hamburger Hafens: PREISINGER (1991) hat anhand historischer Karten nachzeichnen können, dass sich zunächst (zwischen 1814 und 1880) der Flächenanteil von ungenutzten Vordeichflächen von etwa 1100 auf fast 1500 ha erhöhte. Da diese ungenutzten Vordeichflächen potenzielle Standorte für Süßwasser-Tideröhrichte sind, kann davon ausgegangen werden, dass die hier angegebenen Flächengrößen etwa die Verbreitung der Süßwassermarschen widerspiegeln. Zwischen 1880 und 1953 ist es dann aufgrund der Hafententwicklung zu einem Flächenverlust von fast 1000 ha, bis 1988 sogar zu

einem weiteren Verlust von 100 ha gekommen. Als Resultat sank die potenziell von Süßwassermarschen besiedelbare Fläche im Bereich des heutigen Hamburger Hafens innerhalb von 100 Jahren auf weniger als 30 % der 1880 vorhandenen Fläche (vgl. Abb. 2, PREISINGER 1991).

Nach der verheerenden Sturmflut des Jahres 1962 wurde ein Programm zur Verbesserung der Deichsicherheit aufgelegt. Im Rahmen dieses Programms kam es erstmals seit etwa 1750 erneut zu großflächigen Eindeichungen. Obwohl schon in den 1970er-Jahren mahnende Stimmen vor negativen ökologischen Auswirkungen der Eindeichungen warnten (z. B. GRIMM 1978, RAABE 1982), wurden im Zuge des Programms sowohl auf schleswig-holsteinischer als auch auf niedersächsischer Seite der Tideelbe jeweils etwa 75 % der bis dato vorhandenen Außendeichflächen eingedeicht. Somit verringerte sich die potenzielle Überflutungsfläche auf schleswig-holsteinischer Seite zwischen Wedel und der Störmündung um etwa 20.000 ha und auf niedersächsischer Seite zwischen Cuxhaven und der Estemündung um ca. 14.000 ha. Gleichzeitig wurden auf niedersächsischer Seite die Mündungen von Este, Lühe, Schwinge und Oste und auf schleswig-holsteinischer Seite die Mündungen von Krückau, Pinnau und Stör mit Sperrwerken versehen, die im Falle von Sturmfluten geschlossen werden können und somit großflächige Überflutungen entlang der Nebenflüsse der Elbe verhindern.

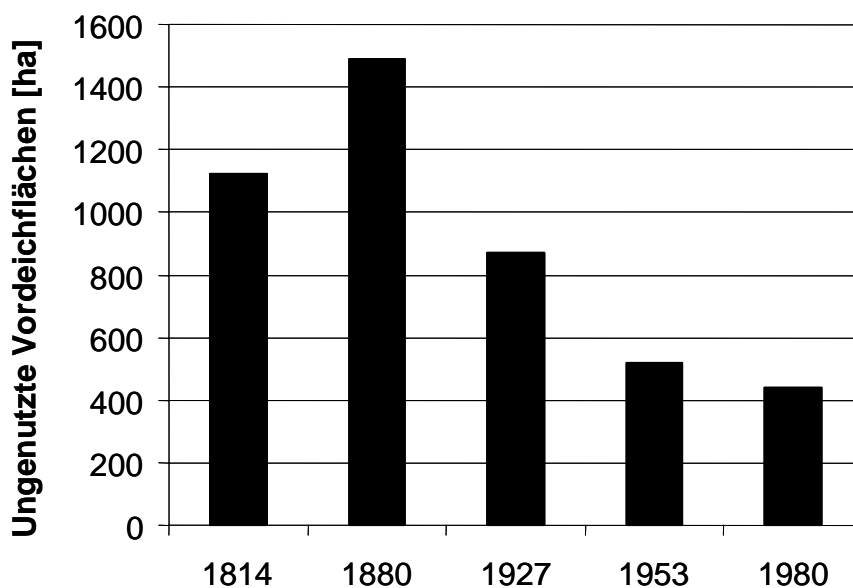


Abb. 2: Ausdehnung der ungenutzten Vordeichflächen im Bereich des heutigen Hamburger Hafens als Maß für potenzielle Standorte von Süßwasser-Tidemarschen (Datengrundlage PREISINGER 1991)

Neben dieser direkten Habitatzerstörung durch Eindeichungen haben am Elbe-Ästuar und auch an anderen für die Berufsschifffahrt bedeutsamen Ästuaren in Europa auch die seit Mitte des 19. Jahrhunderts in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen durchgeführten Vertiefungen des Fahrwassers zu Veränderungen der Flächenausdehnung und vermutlich auch der Artenzusammensetzung der ästuaren Marschen geführt. So ist es als Folge der anthropogenen

Eingriffe in das Elbe-Ästuar zu einer dramatischen Änderung der Tidedynamik im Hamburger Raum gekommen: Allein zwischen 1920 und 2000 ist es zu einem (relativen) Abfall des Niveaus des mittleren Tideniedrigwassers in St. Pauli um etwa 100 cm gekommen (bezogen auf den Pegel Cuxhaven; vgl. HPA 2006), der Tidehub ist zwischen 1870 und 2000 stark von etwa 1,7 m auf 3,5 m angestiegen (HPA 2006).

In jüngster Zeit mehren sich jedoch die Stimmen, die zu einem anderen Umgang mit den europäischen Ästuaren mahnen (z. B. MEIRE et al. 2005, KIFL 2005, HPA 2006): Es wächst die Einsicht, dass nur durch Bereitstellung großer Überflutungs- bzw. Sedimentationsräume ausreichend Lebensraum für die Pflanzen- und Tierarten bereitgestellt werden kann und vor allem, dass ästuar Marschen auch nur dann ihre bedeutsamen Funktionen für den Wasser- und Stoffhaushalt erfüllen können, wenn ihnen ausreichend Raum zur Verfügung steht. Bei einer mittleren Sedimentationsrate von 1 cm pro Jahr in ästuaren Marschen kann schon zusätzlicher Überflutungsraum von 100 ha etwa 10.000 m³ Sediment binden. An der Tideelbe sind bereits einige Projekte in der Umsetzung, die die Situation von Tideröhrichten verbessern sollen: So wurde bereits Anfang der 1990er-Jahre im Bereich Wrauster Bogen eine Rückverlegung des Hauptdeiches durchgeführt, so dass 2,2 ha neues Vorland entstanden. Im Bereich Overhaken wurde im Jahr 2000 ein neuer Priel im Außendeichbereich geschaffen, um neuen Lebensraum für den Elbendemiten *Oenanthe conioides* zu schaffen. Weiterhin wurde im Rahmen eines EU-Life-Projektes eine Öffnung des Leitdammes im Bereich der Borghorster Elbwiesen in der Nähe von Geesthacht vorangetrieben, durch die bei mittlerem Tidehochwasser etwa 20 ha, bei Springtiden sogar etwa 65 ha Vordeichfläche von der Tide (erneut) überflutet werden würden. Im Zuge von Kompensationsmaßnahmen für die Verfüllung von Teilen des Mühlenberger Lochs wurden weiterhin neue Vordeichflächen im Bereich von Hahnöfer Sand geschaffen (ca. 100 ha; vgl. KIFL 2004).

Bezogen auf die seit etwa 1970 durchgeführten Vordeichungen können diese Maßnahmen allerdings bei weitem nicht die aufgetretenen Flächenverluste ästuarer Marschen ausgleichen. Aus diesem Grund sollte nicht nur aus Sicht des Naturschutzes, sondern auch aus Gründen einer nachhaltigen Entwicklung der Unterelberegion die Rückdeichung von weitaus größeren Flächen vorangetrieben werden. Hier bieten sich vor allem nicht oder nur schwach besiedelte Flächen an. So könnte vor allem durch Rückdeichungen im Bereich der Haseldorfer Marsch auf schleswig-holsteinischer Seite und im Bereich Nordkehdingen auf niedersächsischer Seite wieder erheblich mehr potenzielle Überflutungsfläche im Elbe-Ästuar geschaffen werden. Hierdurch würde nicht nur neuer Lebensraum für die Arten der ästuaren Marschen entstehen, sondern die oben geschilderten Ökosystemfunktionen würden optimiert werden und manche Probleme im Bereich des Hamburger Hafens (Verschlickung, Sturmflutgefährdung) könnten minimiert werden.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Ästuar sind tidebeeinflusste Flussmündungen, in denen es zur Mischung von Süß- und Salzwasser kommt. Röhrichte finden sich in Ästuaren in der Süß- und Brackwasserzone im Wechselwasserbereich entlang der Ufer. Sie können gemeinsam mit den Salz- und Süßwassermarschen auch als ästuar Marschen bezeichnet werden. Ästuar Marschen sind von krautigen Pflanzen do-

minierte Ökosysteme, die sich im tidebeeinflussten Wechselwasserbereich der Ufer entlang des gesamten Salinitätsgradienten in Ästuaren ausbilden. Die Vegetationszusammensetzung der ästuaren Marschen spiegelt die wesentlichen standörtlichen Gradienten (Salinität, Überflutungshäufigkeit und -dauer) wider. Neben einer horizontalen Zonierung der Vegetation (Süß-, Brackwasser-, Salzmarschen) entlang des Salinitätsgradienten, ist auch eine vertikale Zonierung der Marschen in Pionierzone, untere und obere Marsch feststellbar. Die Mechanismen (z. B. physiologische Anpassungen an extreme Standortbedingungen, aber auch biotische Wechselwirkungen mit anderen Organismen), die zur Ausbildung der Vegetationszonierungen führen, sind im mitteleuropäischen Raum bislang nicht ausreichend experimentell untersucht worden.

Obwohl die einzelnen in den Salinitäts- und ‚Höhenzonen‘ entwickelten Pflanzenbestände als eher artenarm bezeichnet werden können, kommt dem gesamten Ökosystemkomplex der ästuaren Marschen große Bedeutung als Lebensraum für Pflanzen und Tiere zu. So kommen beispielsweise im Ästuar der Elbe zwei endemische Pflanzenarten (*Deschampsia wibeliana*, *Oenanthe conioides*) sowie eine große Anzahl nach der europäischen FFH-Richtlinie geschützten Arten und Lebensräume vor. Den Röhrichten in Ästuaren kommt aber nicht nur Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität zu, sie übernehmen auch wichtige Funktionen im Wasser- und Stoffhaushalt. Eine zentrale Rolle hierbei spielen räumliche und zeitliche Verteilung von Sedimentationsprozessen sowie von biochemischen Umsetzungen des N-, P- und auch des Si-Haushaltes.

Die Ufer- und Küstenbereiche der Ästuare sind bevorzugte Siedlungsräume des Menschen. In Mitteleuropa beeinflusst der Mensch bereits seit dem Neolithikum (durch die fortschreitende Entwaldung der Landschaft) wichtige Ökosystemprozesse der ästuaren Marschen (z. B. Veränderung der flussabwärts transportierten Sedimentfrachten). Seit dem frühen Mittelalter hat der Mensch durch Deichbau sowie Entwässerung der eingedeichten Marschen versucht, seine Lebensbedingungen zu verbessern. Durch die nach 1962 durchgeführten Maßnahmen zur Verbesserung des Küstenschutzes am Elbe-Ästuar gingen hier etwa 340 km² (75 % der vorher vorhandenen Vordeichfläche) potenzielle Überflutungsflächen verloren. Die fortwährenden Vertiefungen der Fahrrinnen haben in den großen Ästuaren der Nordseeküste zu Änderungen der Morphodynamik geführt. In jüngerer Zeit wächst die Einsicht, dass diese anthropogenen Eingriffe nicht nur zu einer Gefährdung der Biodiversität beitragen, sondern dass die verbliebenen Überflutungsflächen auch ihre Funktionen im Wasser- und Stoffhaushalt nicht mehr erfüllen können und somit Probleme für den Menschen entstehen (z. B. erhöhte Sedimentationsraten im Bereich des Hamburger Hafens).

Ziel des Beitrags ist es, einen kurzen Überblick über vorhandene Kenntnisse in Bezug auf die Vegetation und ausgewählte Aspekte des Stoffhaushaltes von ästuaren Marschen zu geben. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der Beschreibung von Röhrichten in Ästuaren, aber auch die Übergänge zu Salzmarschen bleiben nicht unerwähnt. Schließlich wird weiterer Forschungsbedarf über diese hochkomplexen Ökosysteme aufgezeigt und gefordert, zukünftig die Deichlinie in nicht/kaum besiedelten Bereichen landeinwärts zu verlegen, um den ästuaren Marschen soviel Raum zu geben, dass sie ihre Funktion als Lebensraum und als Orte wichtiger biochemischer Umsetzungen erfüllen können.

Literatur

- BEHRE, K.-E. (2005): Meeresspiegelanstieg, Marschenentwicklung, Küstenlinien. Die letzten 10.000 Jahre an der deutschen Nordseeküste im Zeitraffer. In: M. Fansa (Hrsg.): Kulturlandschaft Marsch. Natur, Geschichte, Gegenwart. Isensee-Verlag, Oldenburg. S. 25-36.
- BELOW, H. (1999): Der Schierlings-Wasserfenchel (*Onenathe conioides*) – Anmerkungen zur Ökologie und Biologie einer endemischen Pflanzenart der Tideelbe. In: Härdtle, W. (Hrsg.): Die Elbtalaue – Geschichte, Schutz und Entwicklung einer Flußlandschaft. Festschrift aus Anlaß der Emeritierung von Prof. Dr. Ulf Amelung. 137-144.
- BERTNESS, M. (1991): Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. *Ecology* 72: 125-137.
- BERTNESS, M.D. (2007): Atlantic Shorelines. Natural History and Ecology. Princeton University Press. 431 S.
- BERTNESS, M.D. & A.M. ELLISON (1987): Determinants of pattern in a New England marsh plant community. *Ecological Monographs* 57: 129-147.
- BRUSH, G.S. (1984): Patterns of recent sediment accumulation in Chesapeake Bay (Virginia-Maryland, U.S.A.) tributaries. *Chem. Geol.* 44, 227-242.
- CONLEY, D., C.L. SCHELSKE & E.F. STOERMER (1993): Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 101: 179-192.
- COSTA, C.S.B., J.C. MARANGONI & A.M.G. AZEVEDO (2003): Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *Journal of Ecology* 91: 951-965.
- CRAIN, C.M., B.R. SILLIMAN, S. BERTNESS & M.D. BERTNESS (2004): Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. *Ecology* 85: 2539-2549.
- CRAIN, C.M. & M.D. BERTNESS (2005): Community impacts of a tussock sedge: Is ecosystem engineering important in benign habitats? *Ecology* 86: 2695-2704.
- DUVE, J. (1999): Bilanzierung des Stoffaustausches zwischen Elbe und Deichvorland am Beispiel zweier tidebeeinflusster Untersuchungsgebiete. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 43. 254 S.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ERIKSSON, P.G., J.M. SVENSSON, & G.M. CARRER (2003): Temporal changes and spatial variation of soil oxygen consumption, nitrification and denitrification rates in a tidal salt marsh of the Lagoon of Venice, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 861-871.
- FELL, P.E., R.S. WARREN, J.K. LIGHT, R.L. RAWSON & S.M. FAIRLEY (2003): Comparison of fish and macroinvertebrate use of *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, and treated *Phragmites marshes* along the lower Connecticut River. *Estuaries* 26: 534-551.
- FOGEL, B.N., C.M. CRAIN, & M.D. BERTNESS (2004): Community level engineering effects of *Triglochin maritimum* (seaside arrowgrass) in a salt marsh in northern New England, USA. *Journal of Ecology* 92: 580-597.
- GARNIEL, A. & U. MIERWALD (1996): Changes in the morphology and vegetation along the human-altered shoreline of the Lower Elbe. In: Nordstrom, K.F. & Roman, C.T. (eds.): *Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations*. 375-396.
- GRIMM, R. (1978): Die Entwicklung der Niederelbelandschaft in den letzten 10 Jahren aus ökologischer Sicht. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Kiel 1977*: 351-355.

- HACKNEY, C.T., L.B. CAHOON, C. PREZIOSI & A. NORRIS (2000): Silicon is the link between tidal marshes and estuarine fisheries: a new paradigm. In: Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (eds.) Concepts and controversies in tidal marsh ecology. Kluwer Academic Publishers. 543-551.
- HAMERSLEY, M.R. & B.L. HOWES (2005): Coupled nitrification-denitrification measured in situ in a *Spartina alterniflora* marsh with a (NH₄⁺)-N-15 tracer. Marine Ecology Progress Series 299: 123-135.
- HECKMANN, C.W. (1986): Tidal influence on the wetland community structure behind the dike along the Elbe Estuary. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 75: 1-117.
- HPA (2006): Konzept für eine nachhaltige Entwicklung der Tideelbe als Lebensader der Metropolregion Hamburg. Ein Diskussionsbeitrag der Hamburg Port Authority und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes. 22 S.
- HUCKLE, J.M., J.A. POTTER & R.H. MARRS (2000): Influence of environmental factors on the growth and interactions between salt marsh plants: effects of salinity, sediment and waterlogging. Journal of Ecology 88: 492-505.
- JANSSEN, G.M. (1993): De eutrofiëring van de Noordzee en Waddenzee, een tussenbalans: zien we al resultaten van het saneringsbeleid? H₂O 26: 4.
- JENSEN, K. & S. SUCHROW (2005): Salzrasen entlang der deutschen Nordseeküste: Einfluss von standörtlichen Gradienten und Nutzungsintensität auf die Vegetationsverteilung. In: M. Fansa (Hrsg.): Kulturlandschaft Marsch. Natur, Geschichte, Gegenwart. Isensee-Verlag, Oldenburg. S. 214-229.
- KADEREIT, G. & J.W. KADEREIT (2005): Phylogenetic relationships, evolutionary origin, taxonomic status, and genetic structure of the endangered local Lower Elbe river (Germany) endemic *Oenanthe conioides* (Nolte ex Rchb.f.) Lange (Apiaceae): ITS and AFLP evidence. Flora 200: 15-29.
- KIFL – Kieler Institut für Landschaftsökologie (2004): Ausgleichsmaßnahme Hahnhöfer Sand Monitoring des Schierlings-Wasserfenchels. Gutachten im Auftrag von ReGe Hamburg. 35 S.
- KIFL (2005): FFH-Gebiete im Elbästuar. Ziele für die Erhaltung und Entwicklung. Rahmenkonzeption. Gutachten im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg und der FFH-Lenkungsgruppe norddeutsche Länder. 98 S.
- KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft Mitteleuropas. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. C.H. Beck. 424 S.
- LEONARD, L. & A. CROFT (2006): The effect of standing biomass on flow velocity and turbulence in *Spartina alterniflora* canopies. Estuarine, Coastal and Shelf Science 69: 325-336.
- MEADOWS, R.E. & K. SALTONSTALL (2007): Distribution of native and introduced *Phragmites australis* in freshwater and oligohaline tidal marshes of the Delmarva Peninsula and southern New Jersey. Journal of the Torrey Botanical Society 134: 99-107.
- MEIRE, P., T. YSEBAERT, S. VAN DAMME, E. VAN DEN BERGH, T. MARIS & E. STRUYF (2005): The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. Hydrobiologia 540: 1-11.
- MEIER, D. (2005): Untersuchungen zum frühen Deichbau in Schleswig-Holstein und Dänemark. In: M. Fansa (Hrsg.): Kulturlandschaft Marsch. Natur, Geschichte, Gegenwart. Isensee-Verlag, Oldenburg. S. 133-147.
- MITSCH, W. J. & J. G. GOSSELINK (2000): Wetlands. John Wiley & Sons, New York.
- MORRIS, J.T., P.V. SUNDARESHWAR, C.T. NIETCH, B. KJERFVE, D.R. CAHOON (2002): Responses of coastal wetlands to rising sea level. Ecology 83: 2869-2877.

- NEUBECKER, J., S. KÖHLER, G. OBST & K. JENSEN (2005): Der Schierlings-Wasserfenchel. Eine erfolgreiche Ansiedlung einer prioritären FFH-Art an der Elbe. *Naturschutz und Landschaftspflege* 37: 248-255.
- ODUM, W. E. (1988): The comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 147-176.
- OLFF, H., J. DE LEEUW, J.P. BAKKER, R.J. PLATERINK, H.J. VAN WIJNEN & W. DE MUNCK (1997): Vegetation succession and herbivory on a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85: 799-814.
- OSTENDORP, W. (1989): ‚Die-back‘ of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26.
- PÄRTEL, M. & M. ZOBEL (1995): Small-scale dynamics and species richness in successional alvar plant communities. *Ecography* 18: 83-90.
- PREISINGER, H. (1991): Strukturanalyse und Zeigerwert der Auen- und Ufervegetation im Hamburger Hafен- und Hafенrandgebiet. *Dissertationes Botanicae* 174, 1-296.
- PREISINGER, H. (2005): Vegetations- und Nutzungsgeschichte des Elbtals bei Hamburg. *Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg* 22: 7-19.
- RAABE, E.-W. (1982): Die Zerstörung der Urlandschaft an der Haseldorfer Binnenelbe. *Die Heimat* 8: 261-269.
- ROZEMA, J., P. LEENDERTSE, J.P. BAKKER & H. VAN WIJNEN (2000): Nitrogen and vegetation dynamics in european salt marshes. In: Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (eds.) *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Academic Publishers. 469-491.
- SCHRAUTZER, J. & K. JENSEN (2006): Relationship between light availability and species richness during fen grassland succession. *Nordic Journal of Botany* 24: 341-353.
- STRUYF, E., S. VAN DAMME, B. GRIBSHOLT, J.J. MIDDELBURG & P. MEIRE (2005): Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine Ecology Progress Series* 303: 51–60.
- STRUYF, E., A. DAUSSEE, S. VAN DAMME, K. BAL, B. GRIBSHOLT, H.T.S. BOSCHKER, J.J. MIDDELBURG & P. MEIRE (2006): Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land–sea interface. *Limnol. Oceanogr.* 51: 838-846.
- STRUYF, E., S. TEMMERMAN & P. MEIRE (2007): Biogenic silica sequestration in freshwater tidal marshes: relation with marsh developmental stage. *Biogeochemistry*.
- TEMMERMAN, S., G. GOVERS, S. WARTEL & P. MEIRE (2003): Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsch, Scheldt Estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 739-755.
- TEMMERMAN, S., G. GOVERS, S. WARTEL & P. MEIRE (2004): Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: Response to changing sea level and suspended sediment concentrations, *Mar. Geol.*, 212, 1– 19.
- VAN DER VEER, H.W., W. VAN RAAPHORST & M.J.N. BERGMAN (1989): Eutrophication of the Dutch Wadden Sea: external nutrient loadings of the Marsdiep and Vliestroom basin. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 43: 501-515.
- WIGAND, C., R.A. MCKINNEY, M.M. CHINTALA, M.A. CHARPENTIER & P.M. GROFFMAN (2004): Denitrification enzyme activity of fringe salt marshes in New England (USA). *Journal of Environmental Quality* 33 (3): 1144-1151.



Kontakt:

Prof. Dr. Kai Jensen
Biozentrum Klein Flottbek
Universität Hamburg
Ohnhorststr. 18
22609 Hamburg
Tel.: 040/ 42816576
Fax: 040/ 42816565

E-Mail:

kai.jensen@botanik.uni-hamburg.de

Kurzbiographie

Jahrgang 1965

1987 – 1995

Studium der Biologie an den Universitäten Hamburg, Oslo und Kiel

1995 - 1996

Mitarbeiter eines biologischen Planungsbüros

1996 - 1999

Wissenschaftlicher Angestellter des Botanischen Instituts der Universität Kiel

1999 - 2004

Wissenschaftlicher Angestellter des Ökologiezentrums der Universität Kiel

seit 2004

Professur für Angewandte Ökologie an der Uni Hamburg

Projekte:

- 1996 – 1999: Sukzessionsprozesse auf Feuchtgrünland-Brachen
- 1999 – 2004: Naturschutzmanagement und großflächig-extensive Beweidung in norddeutschen Fluss-tälern
- 2000 – 2004: Nachhaltige Entwicklung des Lebensraumes des Elbendemiten *Oenanthe conioides*
- 2001 – 2005: Hydrochore Ausbreitungsprozesse, Samen-banken und Etablierung von Pflanzenarten in Flusstälern
- seit 2005: Röhrichrückgang und –entwicklung an Seen der Holsteinischen Schweiz
Populationsökologie der FFH-Art *Apium re-pens*
Ästuare Marschen: Gradienten, Muster und Prozesse

Aktuelle und historische Röhrchentwicklung an der Unter- und Außenelbe

Uwe Schröder

1 Einleitung

In Rahmen der Beweissicherung zum vergangenen Ausbauvorhaben der Unter- und Außenelbe wurden Veränderungen der ufernahen Vegetationseinheiten untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war nicht nur die Analyse der rezenten Veränderungen mittels einer eigens entwickelten Methodik, sondern auch die historische Entwicklung der letzten 30 – 50 Jahre (BfG 2004, SCHRÖDER 2005).

Während die aktuellen Veränderungen die Prognosen aus der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU 1997) nicht erreichten und die Untersuchungen an der Bundesstrecke gemäß Planfeststellungsbeschluss abgebrochen werden mussten, lieferten insbesondere die Daten der historischen Untersuchungen zur Röhrchentwicklung umfangreiche Anhaltspunkte hinsichtlich eines erweiterten, ganzheitlichen Systemverständnisses der Prozesse im Elbeästuar. Einzelne Prozesse, wie z. B. die Reaktion von ufernahen Biotoptypen auf mögliche Wasserstandsänderungen, können nicht isoliert betrachtet bzw. modelliert werden, sondern müssen im Zusammenhang mit anderen relevanten Prozessen wie z. B. der Morphodynamik analysiert werden.

2 Hintergrund der Untersuchungen

Die Eingriffsermittlung der UVU (1997) zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe prognostizierte einen umfangreichen Verlust von ufernahen Biotoptypen. Wesentlich betroffen waren demzufolge die Flusswattröhrichte. Diese Prognose basierte auf einem monokausalen statischen Modell, welches die Uferzonierung verschiedener Vegetationseinheiten allein an der MThw-Linie festmacht. Verändert sich die MThw-Linie (z. B. durch einen Anstieg des MThw), so verlagern sich auch die Vegetationszonen. Da diese sich aufgrund der Nutzung oder Bebauung (z. B. Deich) nur begrenzt oder gar nicht komplett verlagern können, begründet dies einen Verlust (siehe Abb. 1).

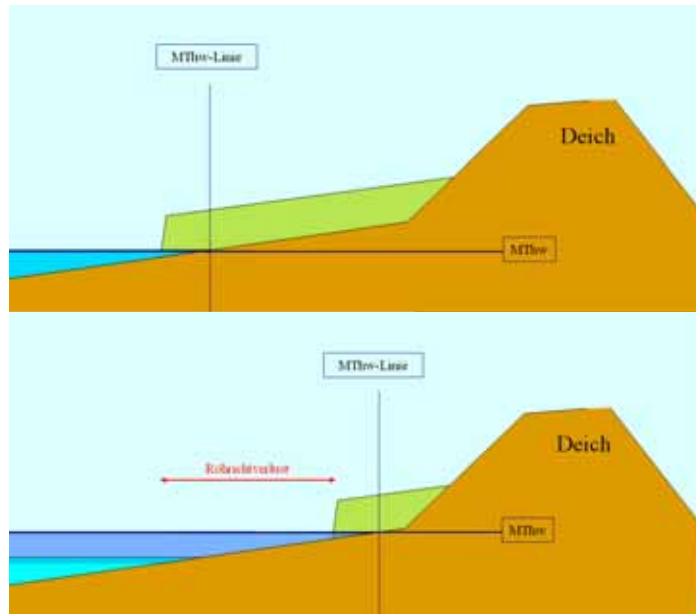


Abb. 1:
Modelle zur Prognose eines möglichen Röhrlichtverlustes im Falle einer Änderung des MThw, oben: Ist-Zustand, unten: Prognose-Zustand (unmaßstäbliche modellhafte Darstellung)

Die Herleitung des potenziellen Verlustes ufernaher Vegetationseinheiten anhand dieses Modells wurde mehrfach insbesondere seitens der Naturschutzverbände angezweifelt. Im Planfeststellungsbeschluss (1999) wurde daher ein Monitoring gefordert, welches die Veränderungen dieser betroffenen Vegetationseinheiten beurteilen sollte.

3 Untersuchung der aktuellen Entwicklung der Röhrichte

Um die potenziellen Verluste der Röhrichte zuverlässig ermitteln zu können, musste ein Verfahren entwickelt werden, welches in der Lage ist, auch geringfügige Veränderungen zu erfassen (ein Rückgang des Röhrichts um nur 5 m (1 mm in einer Karte 1:5.000) entlang eines 100 km langen Uferstreifens ergibt bereits eine Fläche von 50 ha). Nach umfangreichen Recherchen wurde sich darauf geeinigt, die Vegetationseinheiten mittels eines teilautomatisierten hierarchischen Klassifikationsverfahrens aus hochauflösenden multispektralen Scannerdaten zu erfassen. Zu diesem Zweck wurde die für eine Marsmission entwickelte Kamera HRSC-A (High Resolution Stereo Camera – Airborne) erstmals zur Detektierung von Biotoptypen eingesetzt. Durch die hohe Auflösung und die genaue Orthorektifizierung der Bilddaten konnte eine submeter genaue Abgrenzung erreicht werden.

3.1 Entwicklung der Methode der teilautomatisierten Biotoptypenklassifikation

Die Methode zur teilautomatisierten Biotoptypenklassifikation wurde in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) und dem Institut für Umweltwissenschaften (IUW) der Hochschule Vechta in einem Pilotprojekt erprobt und anschließend in einer „Nullbefliegung“ und einer Wiederholungsbefliegung weiterentwickelt. Die Nullbefliegung wurde notwendig, da die räumlich exakten Daten, die dieses Verfahren liefert, nicht mit den klassisch erfassten Daten aus der UVU (1997) kompatibel waren. Etwaige Flächenänderungen wären nicht auf Grundlage tatsächlicher Zuwächse oder Verluste zurückzuführen sondern einzig auf die unterschiedlichen Erfassungsmethoden.

Dieser hierarchische Klassifikationsansatz basiert im Wesentlichen auf der Ausmaskierung einheitlicher Flächen und deren weitere Unterteilung mittels unüberwachter Klassifikation (Cluster) und überwachter Klassifikation (Maximum Likelihood). In einem letzten GIS-gestützten Arbeitsschritt werden die Teilergebnisse wieder zusammengefasst, gesäubert (z. B. Schattenbereiche eliminiert) und verifiziert (EHLERS et al. 2000; 2002; 2003 sowie GÄHLER et al. 2002) (siehe auch Abb. 2).

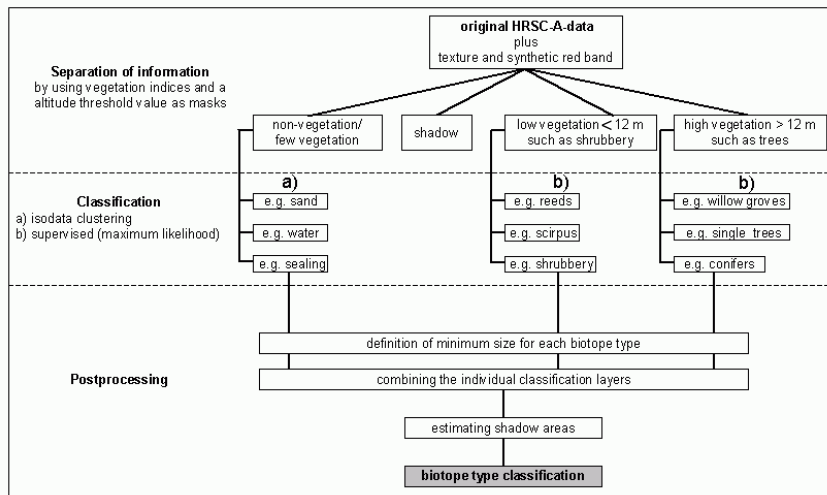


Abb. 2: Prinzip der automatisierten Biotoptypenklassifikation (EHLERS et al. 2003)

Insbesondere in naturnahen und unzugänglichen Gebieten liefert dieses Verfahren zuverlässige Grundlagen und exakteste Abgrenzungen (siehe Abb. 3). Dies prädestiniert die Methode zur Erstellung der Datengrundlagen für Flächenvergleiche.



Abb. 3: Tranzulente Überlagerung der Klassifikationsergebnisse mit den panchromatischen Daten der HRSC-A - Aufnahme 2002

3.2 Ergebnisse der Befliegungen

Die Verschneidung der Daten aus den beiden Befliegungen zur Beweissicherung in den Jahren 2000 und 2002 zeigt verschiedene Bereiche auf, in denen in diesem Zeitraum entweder eine Zunahme der Röhrichte überwiegt oder eine Abnahme. Diese Veränderungen können unterschiedlich begründet sein. Vielfach sind Zunahmen durch eine Nutzungsaufgabe z. B. von Grünland begründet. Um nur Veränderungen zu erfassen, die hydrologisch bedingt sein können, wurden verschiedene Filter für räumliche Abfragen im GIS entwickelt. Die gefilterte Bilanz ist in Abb. 4 dargestellt.

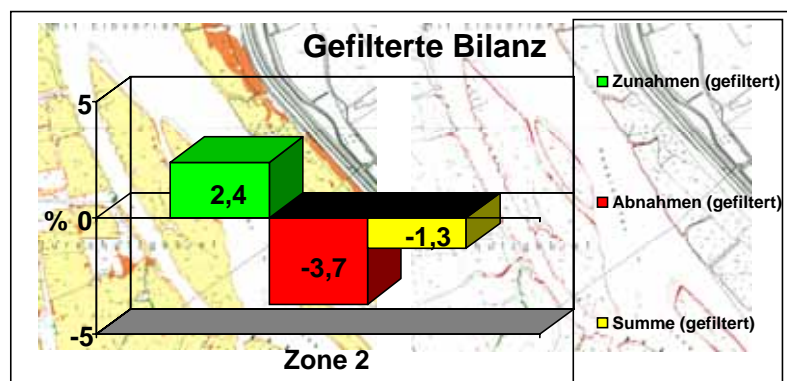


Abb. 4: Ergebnisse der Flächenbilanzierung der Befliegungen 2000 und 2002

Da die Bilanz nicht die Prognosen der UVU (1997) übersteigt, musste die Beweissicherung für die Bundesstrecke gemäß Planfeststellungsbeschluss abgeschlossen werden. Für die Delegationsstrecke wird sie jedoch 2006 und 2010 fortgeführt.

4 Der dynamische Ist-Zustand

In der UVU (1997) wird von einem statischen Ist-Zustand ausgegangen. Daher ist die tatsächliche Beurteilung der Entwicklung der Röhrichte nur bedingt interpretierbar. Aufgrund nur unsicherer Angaben über historische Ausbreitungen von Röhrichten und anderen ufernahen Vegetationseinheiten an der Unter- und Außenelbe, wurde ein Projekt ins Leben gerufen, mit welchem die tatsächliche historische Entwicklung der Ausdehnung der Röhrichte an der Tideelbe untersucht werden sollte.

Aufbau des raumzeitlichen Modells zur historischen Röhrichtentwicklung

Die historische Betrachtung der Entwicklung der Röhrichtflächen erfolgte für eine Auswahl repräsentativer Gebiete, die alle größeren und zusammenhängenden Röhrichtflächen an der Unterelbe beinhaltet, anhand von historischen Luftbildaufnahmen, welche zunächst hinsichtlich ihrer Interpretierbarkeit geprüft (Aufnahmezeitpunkt, Wasserstand, Auflösung etc.), anschließend gescannt, georeferenziert und schließlich fachkundig interpretiert wurden. Die Ergebnisse dieser Interpretationen wurden on screen digitalisiert.

Die einzelnen Zeitscheiben wurden getrennt nach den Teiluntersuchungsgebieten (TUG) im GIS miteinander verschnitten und analysiert. Entsprechend der Untersuchung zur rezenten Entwicklung der Röhrichte wurden die Daten so gefiltert, dass auch nur potenziell hydrologisch begründete Veränderungen sichtbar sind. Diese Auswertungen liefern das Fundament eines bislang einzigartigen Datensatzes, der die historische Entwicklung der Röhrichte an der Unter- und Außenelbe nachvollziehbar macht und präzise dokumentiert (BfG 2004). Im Rah-

men des aktuellen Planfeststellungsverfahrens zum Ausbau der Unter- und Außenelbe sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen für die Einschätzung des Eingriffes für die Schutzgüter Vegetation und Boden mitbestimmend.

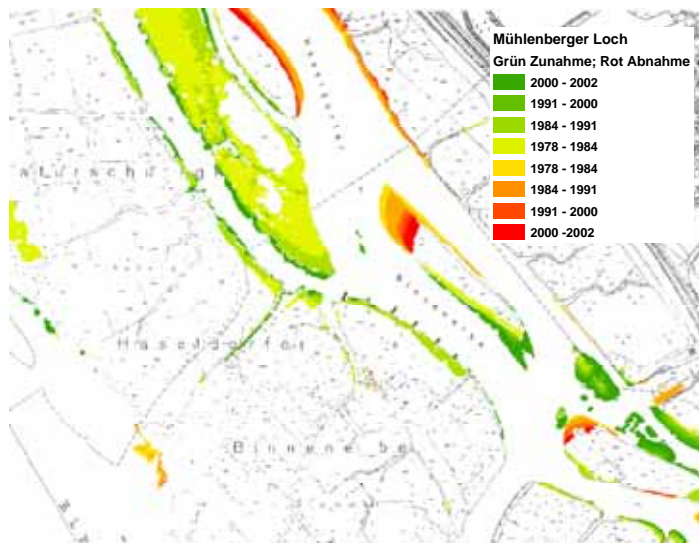


Abb. 5:
Kontinuierliche Entwicklungen
im TUG Haseldorfer Binnenelbe

5 Ergebnisse des raumzeitlichen Röhrichtmodells

Das raumzeitliche Röhrichtmodell zeigt unterschiedliche Entwicklungen im Bearbeitungsraum auf. Während an der oberen Tideelbe die Röhrichte in den TUG Heuckenlock und Zollenspieker etwa gleich bleiben, nehmen sie an der unteren Tideelbe zwischen Hamburg und Glückstadt zu (Abb. 6 c) und d)). Die Entwicklung an der oberen Tideelbe ist insbesondere durch die sukzessive Ausbreitung der Gehölze gekennzeichnet. An der unteren Tideelbe sind große Bereiche durch umfangreiche Baumaßnahmen umgestaltet worden. Die Eindeichungen in den 1970er-Jahren (z. B. Abriegelung der Haseldorfer Binnenelbe) und große Aufspülungen (Pagensand und Schwarztonnensand) haben nicht nur komplett neue hydraulische Systeme entstehen lassen, die bis heute nachwirken, sondern auch großflächig neue potenzielle Habitate für Röhrichte geschaffen. Diese neuen Lebensräume haben in erster Linie an den Nebenarmen der Elbe, aufgrund ihrer moderateren Strömung und höheren Sedimentationsraten, zu einer massiven Ausbreitung der Röhrichte geführt.

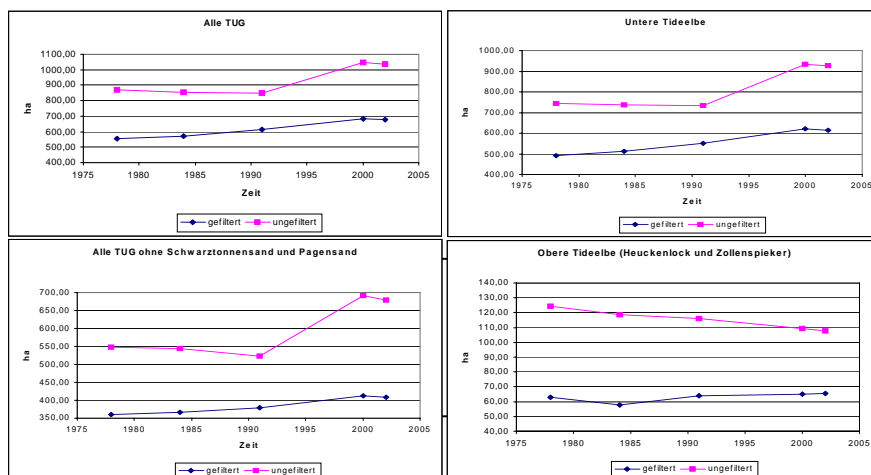


Abb. 6: Röhrichtentwicklung in allen TUG und in ausgewählten Regionen

Die Entwicklungen im Gesamtgebiet sind ähnlich, auch wenn die TUG mit den stärksten anthropogen verursachten Veränderungen (Schwarztonnensand und Pagensand) nicht in die Bilanz mit eingehen (vgl. Abb. 6 a) und b)).

Auffallend sind die starken Brutto-Zunahmen der Röhrichte (ungefiltert). Dieses begründet sich in erster Linie in der Nutzungsaufgabe großer Außendeichsflächen im Bereich der Hasedorfer Nebenelbe.

Das TUG Wischhafen als beispielhafter Ausschnitt aus dem raumzeitlichen Röhrichtmodell

Das TUG Wischhafen erstreckt sich von der Mündung der Wischhafener Nebenelbe stromaufwärts bis ca. zum Pegel Krautsand (ca. Elbe-km 672 bis ca. Elbe-km 676). Die nördliche Grenze des TUG ist zugleich die nordwestliche Grenze des Untersuchungsgebietes zur Erfassung der aktuellen Biotoptypen im Rahmen der Beweissicherung. In diesem Bereich liegt auch etwa die Brackwassergrenze. Kennzeichnend für das Gebiet sind seine ausgedehnten Wattflächen, die landwärts auch mit großen geschlossenen Röhrichtkomplexen bestanden sind.

Die Röhrichte am linken Elbufer stromaufwärts der Mündung der Wischhafener Nebenelbe bei Krautsand haben sich im Untersuchungszeitraum (1978 bis 2000) stark verändert. Die Wattfläche war 1978 im nördlichen Abschnitt geteilt. Diese Teilung wird 1984 bereits kleiner und verschwindet bis 2000 gänzlich. Diese Verlandung korrespondiert mit den Röhrichtzunahmen. Nicht zuletzt steht die Verlandung mit der Abriegelung des Sandloches durch den Landesschutzdeich (1976 – 1978) und dem Durchstich des Krautsander Watts für die Fährverbindung Wischhafen – Glückstadt 1991 in Verbindung (1978 war der Deich an der Mündung des Sandloches noch offen).

In der Gesamtheit hat sich das Röhricht in diesem Gebiet um das 1,8fache seiner ursprünglichen Fläche im betrachteten Zeitraum ausgedehnt, also fast verdoppelt. Zu einem ähnlichen Wert gelangt man, wenn die Verluste und Zunahmen, die aus Nutzungsänderungen oder direkten Baumaßnahmen resultieren, nicht mit eingerechnet werden (gefilterte Darstellung, siehe auch Abb. 7).

Insgesamt nehmen die Röhrichte seit 1978 deutlich zu. Zunahmen scheinen sich in „geschützteren“ Lagen zu konzentrieren. Verluste sind überwiegend in exponierten, dem Fahrwasser zugewandten Bereichen zu verzeichnen. Dies wird auch in Abb. 8 deutlich, die in den exponierten Röhrichtbereichen eine kontinuierliche Abnahme zeigt. Auch der Röhrichtzuwachs scheint kontinuierlich zu sein.

Der fast lineare Trend der quantitativen Röhrichtentwicklung im TUG Wischhafen setzt sich in der Zeit nach dem Ausbau der Fahrrinne in gleicher Weise fort (siehe Abb. 7 grüner Bereich).

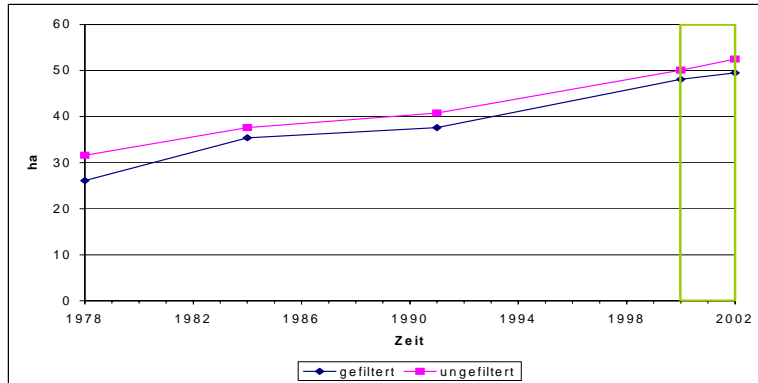


Abb. 7: Röhrichtentwicklung 1978 bis 2002 (linear interpoliert) im TUG Wischhafen

Auch die räumlichen Veränderungen des Röhrichts passen sich dem historischen Trend genau an. Die oben beschriebenen Gebiete mit Röhrichtzunahmen weisen auch in der Zeit von 2000 bis 2002 diesen Trend auf und dementsprechend ist das etwas exponierte Gebiet im südlichen Abschnitt von weiteren Verlusten betroffen (siehe Abb. 8).

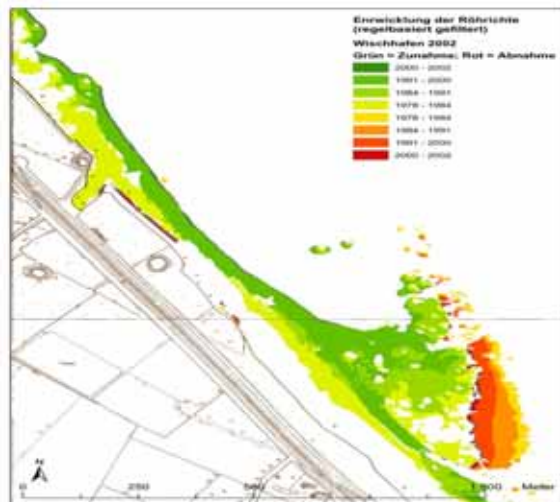


Abb. 8: Entwicklung der Röhrichte 1978 bis 2002 im TUG Wischhafen

Um diesen Entwicklungen Ursachen zuordnen zu können, wurden die Ergebnisse der historischen und der aktuellen Röhrichtentwicklung mit den Daten der terrestrischen und bathymetrischen Vermessung des WSA Hamburg sowie den Aufzeichnungen des Pegels Kraut-sand (Stromkilometer 671,7 und Pegelnullpunkt aktuell bei $-5,002$ m ü. NN) verglichen. Für den Pegel Kraut-sand (ca. 1,5 km südlich des TUG Wischhafen) liegen Daten zum MThw und MTnw seit 1978 kontinuierlich vor. Von 1978 bis 2002 war das MTnw praktisch stabil (ein linearer Trend ergibt eine Steigung von $m = 0,01$). Das MThw ist in diesem Zeitraum etwas deutlicher angestiegen (ca. 10 cm). Eine Korrelation zwischen der Entwicklung des MThw und des Röhrichts im Sinne der Prognose der UVU (1997) kann in diesem Fall nicht festgestellt werden.

Das Stromgebiet im Bereich der Mündung Wischhafener Nebelalbe ist gekennzeichnet durch starke Sedimentation. Umfangreiche Unterhaltungsbaggereien zur Freihaltung der Rinne für die Fährschiffe sind in diesem Abschnitt üblich. Das Differenzmodell des WSA Hamburg aus

der terrestrischen und bathymetrischen Nullmessung (1999) und der 1. Wiederholungsmessung (2002) im Rahmen der Beweissicherung zeigt, dass in dieser Zeit in einigen Bereichen großflächig Sediment abgelagert wurde. An einigen Stellen zeigt sich aber auch Erosion. In Abb. 9 ist das Differenzmodell farbig codiert mit fließenden Übergängen dargestellt. Die Grüntöne stehen für die Sedimentationsgebiete und die Rottöne für die Erosionsgebiete. Die Intensität der Farben entspricht der Stärke von Erosion und Sedimentation. Zusätzlich sind die Isohypsen des Geländemodells der ersten Wiederholungsmessung, die gemessenen MThw-Linien (Nullmessung = blau, 1. Wiederholungsmessung = rot) sowie die Flusswatt-röhrichte (schraffierte Fläche) aus der 2002er Biototypenerfassung mit dargestellt. Die Röhrichtgrenzen verlaufen parallel den Isohypsen und entsprechend der MThw-Linie. Der größte Teil der Röhrichte behauptet sich bis ca. zwischen 2 m ü. NN und 1 m ü. NN. Im südlichen Teil des TUG dehnt sich das Röhricht wasserseitig aus und besiedelt auch tiefer liegende Bereiche (bis ca. 0 m ü. NN). Aber auch das Gelände zeigt dort eine leichte Ausbuchtung. Größtenteils befinden sich die Röhrichtflächen in Bereichen aktueller Auflandung. An der wasserseitigen Röhrichtgrenze mit vorherrschenden Ablandungen sind auch die historischen und aktuellen Röhrichtverluste zu verzeichnen. Die Auflandungen im TUG Wischhafen werden auch durch die Verlagerung der MThw-Linie seit der Nullmessung in Richtung Strom verdeutlicht.

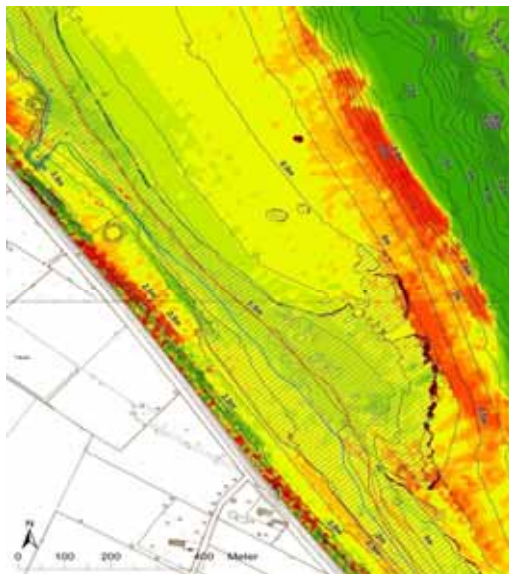


Abb. 9:
Höhendifferenzmodell im TUG Wischhafen
(rot: Erosion, grün: Sedimentation; weitere Erläuterungen im Text)

Die Auflandungen in den röhrichtbestandenen Bereichen beträgt ca. 0,20 m und der Neigungswinkel ist in der Regel $< 1^\circ$. Bei einer angenommenen Neigung von $0,3^\circ$ bis $0,8^\circ$ und einer Auflandung von 0,20 m würde die MThw-Linie sich um ca. 15 bis 40 m in Richtung Elbe verschieben. Die gemessenen MThw-Linien des WSA im TUG entsprechen diesen Überlegungen. Mit der Auflandung und der damit verbundenen Verschiebung der MThw-Linie korrespondiert die Entwicklung des Röhrichts (in diesem Fall die Röhrichtzunahme) sehr gut, solange die Röhrichte in Bereichen angesiedelt sind, die den gleichen Bedingungen unterliegen, die auch ursächlich für die MThw-Linien-Verschiebung sind. Ist dies gegeben, verschiebt sich auch die wasserseitige Röhrichtgrenze. Ein Zusammenhang zwischen der Lage der MThw-Linie und des Röhrichts mag in diesem Fall gegeben sein. Jedoch ist in diesem Fall nicht eine Veränderung des MThw sondern die Sedimentation die Ursache für die

Verschiebung der MThw-Linie und somit zumindest zum Teil für die Entwicklung der Röhrichte. Es sind somit sowohl die Höhendifferenzen als auch die Differenzen des MThw maßgebliche Parameter für die Entwicklung der Röhrichte.

Die MThw-Linie zeigt im TUG Wischhafen keine durchgängige Korrelation mit den Röhrichtverlusten. Im gesamten TUG hat sich die MThw-Linie zur Strommitte verschoben. Grund dafür ist die Sedimentation. Diese ist in Ufernähe stärker und nimmt in Richtung Strommitte ab und weist am Rand des Watts auch Erosion auf, um dann wieder sprunghaft anzusteigen (Ablagerungsfläche im Zuge der Anpassung der Fahrrinne). In den Bereichen, in denen die Röhrichtgrenze nahe an die Wattgrenze (Erosion!) heranreicht, treten Röhrichtverluste auf, trotz einer in Richtung Strommitte verschobenen MThw-Linie. Für diese Verluste, aber auch für Veränderungen der Röhrichte im Allgemeinen sind noch weitere Parameter (z. B. Wellenschlag, Bodenart, Nährstoffgehalte) zu beachten.

6 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Während die räumliche Röhrichtausdehnung an der Unterelbe in etwa gleich bleibt bzw. ein leichter Rückgang zwischen 2000 und 2002 zu verzeichnen ist, stellen sich die historischen Veränderungen der räumlichen Ausdehnung der Röhrichte an der unteren und oberen Tideelbe äußerst heterogen dar. An der unteren Tideelbe (stromab von Hamburg) herrscht in der Regel eine Zunahme der Röhrichtflächen vor. Ursachen für diese entgegen der Erhöhung des MThw wirkende Zunahme der Röhrichtflächen sind:

- > Nutzungsänderung (z. B. Aufgabe von Grünländern),
- > Schaffung neuer Lebensräume durch Aufspülungen (Pagensand, Schwarztonnensand),
- > Verlandung.

Das in Kap. 5 vorgestellte Beispiel beschreibt insbesondere die konkrete Abhängigkeit zwischen Röhrichtentwicklung und Sedimentation und Erosion. Es wird deutlich, dass das in der UVU (1997) verwendete Modell zur Prognose der Röhrichtentwicklung bei einem potenziellen Anstieg des MThw nicht robust ist, da es im Zeitvektor zwar eine Veränderung des MThw berücksichtigt, aber die Geländehöhe statisch betrachtet. Diese verändert sich u. U. deutlich stärker als das MThw und kann so eine entgegengesetzte Entwicklung bedingen (siehe Abb. 10). In diesem Zusammenhang muss noch geklärt werden, inwieweit sich die Erhöhung des MThw und Sedimentation untereinander bedingen.

Die Zonierung der Röhrichte ist auch je nach Lage (am Hauptgerinne, Nebelbe) unterschiedlich. Dies lässt vermuten, dass weitere Parameter (z. B. Strömung und Wellenschlag) maßgeblich sind. Diese Fragen sowie die weitere Röhrichtentwicklung an der Unter- und Außenelbe werden in einem weiteren Projekt der BfG tiefergehend untersucht.

Ca. 36 % der Röhrichte aus der Aufnahme aus 2002 zwischen Hamburg und Geesthacht besiedeln Bereiche unterhalb von MThw und nehmen damit ca. 15 % der Watten und ca. 4,6 % der Gewässerfläche der Elbe bis MThw im demselben Gebiet ein.

Die Bedeutung dieser Röhrichtflächen als Sedimentfang, Nährstoffsенke und Uferschutz ist bislang nur ungenügend berücksichtigt.

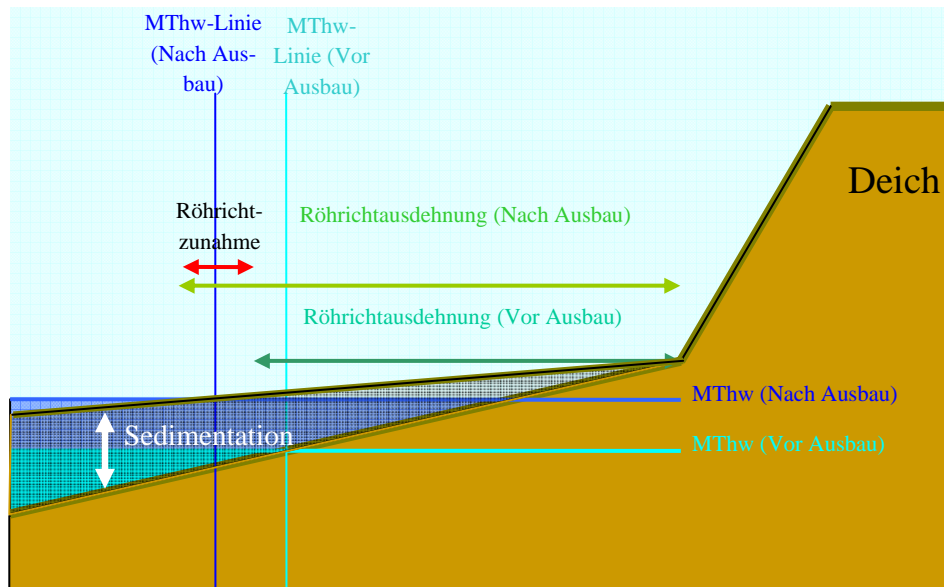


Abb. 10: Theoretische Röhrchentwicklung nach einer MThw – Erhöhung (z. B. in Folge eines Ausbaus der Fahrrinne) und gleichzeitiger Aufsedimentation (unmaßstäbliche modellhafte Darstellung)

Literatur

- Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) (2004): Analyse der aktuellen räumlichen Veränderungen ufernaher Röhrichte und Uferstauden unter besonderer Berücksichtigung ihrer historischen Entwicklung (der letzten 30 bis 50 Jahre), Schröder, BfG-1441
- EHLERS, M., M. MÖLLER, R. JANOWSKY & M. GÄHLER (2000): Entwicklung einer Methode zur automatisierten Biotoptypenerfassung auf der Grundlage von HRSC-A-Scannerdaten, unveröffentlichter Abschlussbericht, Hochschule Vechta - Institut für Umweltwissenschaften
- EHLERS, M., R. JANOWSKY & M. GÄHLER (2002): Anwendung einer Methode zur automatisierten Biotoptypenerfassung auf der Grundlage einer HRSC-AX-Befliegung im Beweissicherungsverfahren zum 14,5 m-Ausbau von Unter- und Außenelbe. Unveröffentlichter Abschlussbericht
- EHLERS, M., R. JANOWSKY & M. GÄHLER (2003): Computergestützte Klassifizierung und Kartierung von Biotypen auf der Grundlage digitaler hochauflösender multispektraler Scannerdaten – Wiederholungsbefliegung 2002 - unveröffentlichter Abschlussbericht
- HEUNER, M. (2006): Erarbeitung von Habitateignungsmodellen für die Vegetation im gezeitenbeeinflussten Deichvorland mit Schwerpunkt auf Tideröhrichten, Diplomarbeit Uni Karlsruhe
- GÄHLER, M., R. JANOWSKY & U. SCHRÖDER (2002): Automatisierte Biotoptypenklassifikation auf Basis höchstaflösender Flugzeugscannerdaten. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.) – Fernerkundung und GIS, Neue Sensoren – innovative Methoden
- Planfeststellungsbeschluss zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt, 1999
- SCHRÖDER, U. (2005): Analysis of shift in Reed Habitats along the tidal River Elbe, in: ERASMI, S.; CYFFKA, B.; KAPPAS, M. (Eds): Remote Sensing & GIS for Environmental Studies: Applications in Geography. Göttinger Geogr. Abh., Bd. 113, S. 109 – 111
- Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt, 1997



Kontakt:

Dipl.-Geogr. Uwe Schröder
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
Tel.: (0261) 1306-5140
Fax: (0261) 1306-5152
E-Mail: uwe.schroeder@bafg.de

Kurzbiographie

Jahrgang: 1965

1985 – 1994

Studium der Geographie an der Universität Göttingen

1994 – 1996

Freiberufliche Tätigkeit für Landschaftsplanung Doppel, Göttingen sowie für das Geographische Institut der Universität Göttingen

seit 1996

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Ausgewählte Projektbearbeitung:

1996 – 1998: Mitarbeit an der Erstellung des LBP zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe

1999 – 2005: Bearbeitung der Vegetation im Rahmen der Beweissicherung zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe

seit 1999: GIS-Bearbeitung der Vegetation im Projekt „Ökologische Bühnen“

seit 2007: Projektleitung zur Aufstellung von Empfehlungen zur nachhaltigen Entwicklung und Stabilisierung von Uferzonen im Rahmen von Unterhaltung und Ausbau an der Tideelbe

Die Entwicklung der Tide-Röhrichte an der Weser und ihr Leitbild

Volker Steege

1 Einleitung

In Zusammenhang mit Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zu den aktuellen Ausbauplanungen der Fahrrinnen von Unter- und Außenweser wurde die uferseitige Ausdehnung der Tide-Röhrichte von 1950 bis 2002 bilanziert. Es sollte überprüft werden, ob parallel zum Anstieg der Tidehochwasserstände in diesem Zeitraum ein uferseitiger Rückgang der Röhrichtbestände festzustellen ist. Gleichzeitig ermöglichen diese durchgeführten Arbeiten eine Bilanzierung der Röhrichtentwicklung im Deichvorland insgesamt. Zusätzlich gibt die Biotoptypenkartierung zur UVU Weseranpassung einen differenzierten Überblick über die Vorkommen aller Biotoptypen im Deichvorland im Jahr 2002. Damit stehen für die Entwicklung von Leitbildern und Managementplänen (FFH, WRRL) umfassende historische und aktuelle Datensätze zur Verfügung.

2 Uferseitige Ausdehnung der Tide-Röhrichte von 1950 - 2002

Die Tidehochwasserstände im Weser-Ästuar sind seit den 1950er-Jahren angestiegen, die MThw-Jahresmittelwerte haben sich je nach Örtlichkeit in diesem Zeitraum um etwa 15 cm (Bremerhaven) bis 30 cm (Untere Wümme) erhöht (Daten des WSA Bremerhaven). Der Anstieg ist zum Teil auf den säkularen Meeresspiegelanstieg zurückzuführen, zum Teil Folge von Wasserbaumaßnahmen wie Fahrrinnenvertiefungen und Eindeichungen. Mit Hilfe einer GIS-gestützten Luftbildinterpretation wurde der Frage nachgegangen, ob parallel zu den steigenden Tidehochwasserständen in den letzten Jahrzehnten ein Zurückweichen der Ufervegetation festzustellen ist. Dies war im Zuge der Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum 14m-Ausbau der Außenweser als Folge steigender Tidehochwasserstände prognostiziert worden (GfL 1994).

2.1 Material und Methoden

Aus den Archiven der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung sowie von Landesbehörden wurden geeignete Luftbilder, Stromkarten und Vermessungsunterlagen, mit denen große Teile des Bearbeitungsgebietes zu mehreren Zeitpunkten von etwa 1950 bis 2002 abgebildet werden konnten, zusammengestellt. Aus dem Jahr 2002 liegt eine digitale Biotoptypenkartierung

auf der Basis einer HRSC-AX-Befliegung vor (High Resolution Stereo Camera) (JANOWSKY & GÄHLER 2006).

Folgende Arbeitsschritte wurden vorgenommen:

- > Digitalisierung der Unterlagen (Einscannen),
- > Georeferenzierung von Karten und Luftbildern (Vorlagen Maßstab 1:5.000 bis 1:12.000),
- > digitale Abgrenzung der Vegetationstypen (höchstmögliche Auflösung, > 1:1.000),
- > Verifizierung durch Vermessungsunterlagen (Feldbücher, Uferprofile),
- > Bilanzierung der Flächenverteilung der Vegetationstypen in den einzelnen Bearbeitungsjahren.

Weiterhin wurden vorhandene Arbeiten zu ähnlichen Fragestellungen ausgewertet (HEINRICH & MÜHLNER 1979, GROTHAHN 1982, BUNJE & RINGOT 2003, MEYER & STEPHAN 2003).

2.2 Untersuchungsgebiete

Bei der Bilanzierung wurden Deichvorland und Ufer in diverse Teilgebiete untergliedert, um eine differenzierte Analyse zu ermöglichen. So können Flächenveränderungen infolge von Baumaßnahmen wie Hafenanlagen oder Sielverlegungen von „natürlich“ verursachten Änderungen unterschieden werden.

Es wurden mehrere Teilgebiete an Unter- und Außenweser bearbeitet mit einer Gesamtfläche von deutlich über 50 km² (Abb. 1). Damit sind alle größeren Ufervegetationsflächen im Tidegebiet der Weser mit ihren unterschiedlichen Charakteristiken (Außenweser Ost- und Westufer, Ufer Hauptstrom Unterweser, Nebenarme der Unterweser, Nebenfluss Wümme) umfassend abgebildet. Die unbearbeiteten Bereiche sind weitgehend Siedlungsgebiete, Hafenanlagen oder mit Deckwerken befestigt, und somit für die Ausgangsfragestellung zur Ufervegetation nicht relevant.

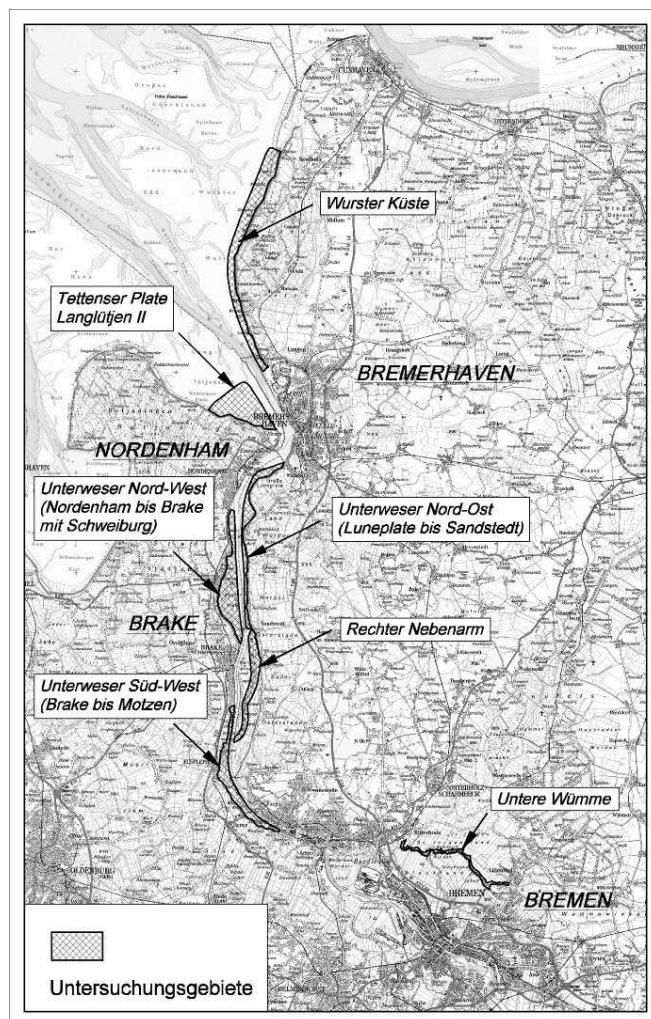


Abb. 1: Untersuchungsgebiete

2.3 Ergebnisse der Bilanzierung

Die Analyse zeigt, dass je nach örtlicher Lage unterschiedliche Entwicklungen eingetreten sind.

Außenweser

Während an der windexponierten Wurster Küste sowie bei der Insel Langlütjen II außerhalb von Lahnungsfeldern ein stetiger Verlust an Ufervegetation festzustellen war (KÜFOG 2005 a, b), dem durch zunehmende Uferbefestigung begegnet wird, haben sich die Röhrichte im Bereich der Tettenser Plate bis Mitte der 1990er-Jahre stetig in die Wattflächen hinein ausgedehnt. Im letztgenannten Gebiet wurden die dem Schilf-Röhricht (*Scirpo-Phragmitetum*) vorgelagerten Bestände der Gewöhnlichen Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) durch Vorwachsen des Schilfs verdrängt. Ab Mitte der 1990er-Jahre hat an der Tettenser Plate seeseitig eine Trendumkehr eingesetzt, seitdem ist auch dort ein seeseitiges Zurückweichen der Ufervegetation zu bilanzieren (KÜFOG b).

Unterweser mit Nebenarmen

Entlang der Unterweser und ihrer Nebenarme haben sich die Röhrichte entlang der Uferlinie stabil verhalten und insbesondere in den Nebenarmen bereichsweise auch deutlich ausgedehnt (Abb. 2 u. 3). Diese Zuwächse sind durch parallel zum Anstieg der Tidehochwasserstände abgelaufene Sedimentation in Bühnenfeldern und Nebenarmen zu erklären, was durch Vermessungsprofile belegt wurde. Am Ufer der Unterweser wurden zudem durch Buschlahnungen längs der Uferlinie und Ufervorspülungen Vegetationsflächen regeneriert (BIOS & PROTEA 2005a, b, c, KÜFOG 2005c).

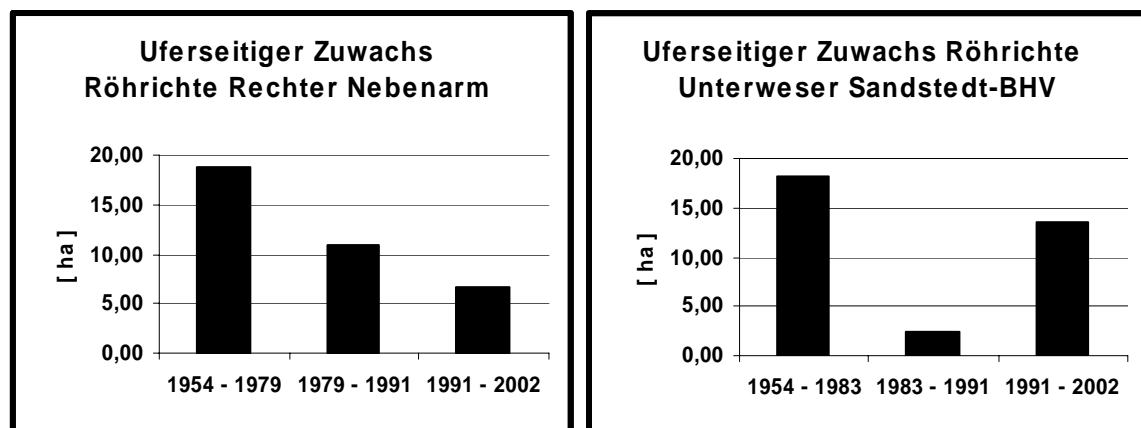


Abb. 2: Bilanzierte uferseitige Röhricht-Zuwächse im Rechten Nebenarm und am Ostufer der Unterweser zwischen Sandstedt und Bremerhaven

Nebenfluss „Untere Wümme“

An der Unteren Wümme sind im Deichvorland keine wasserstandsbedingten Verluste an Röhrichtflächen festzustellen. Im Zuge der Sukzession hat sich in den Röhrichtflächen der Anteil an Auengehölzen vergrößert. Im direkten Uferbereich gab es kleinflächig Erosionstendenzen, die mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Zunahme der Tidewassermengen und die damit verbundene Erhöhung der Uferbelastung zurückzuführen sind. Der mittlere Tidehub im Mündungsbereich beträgt ca. 3 m, er nimmt stromauf auf 16 km Flusslänge auf ca. 1,1 m ab (BIOS & PROTEA 2005d).

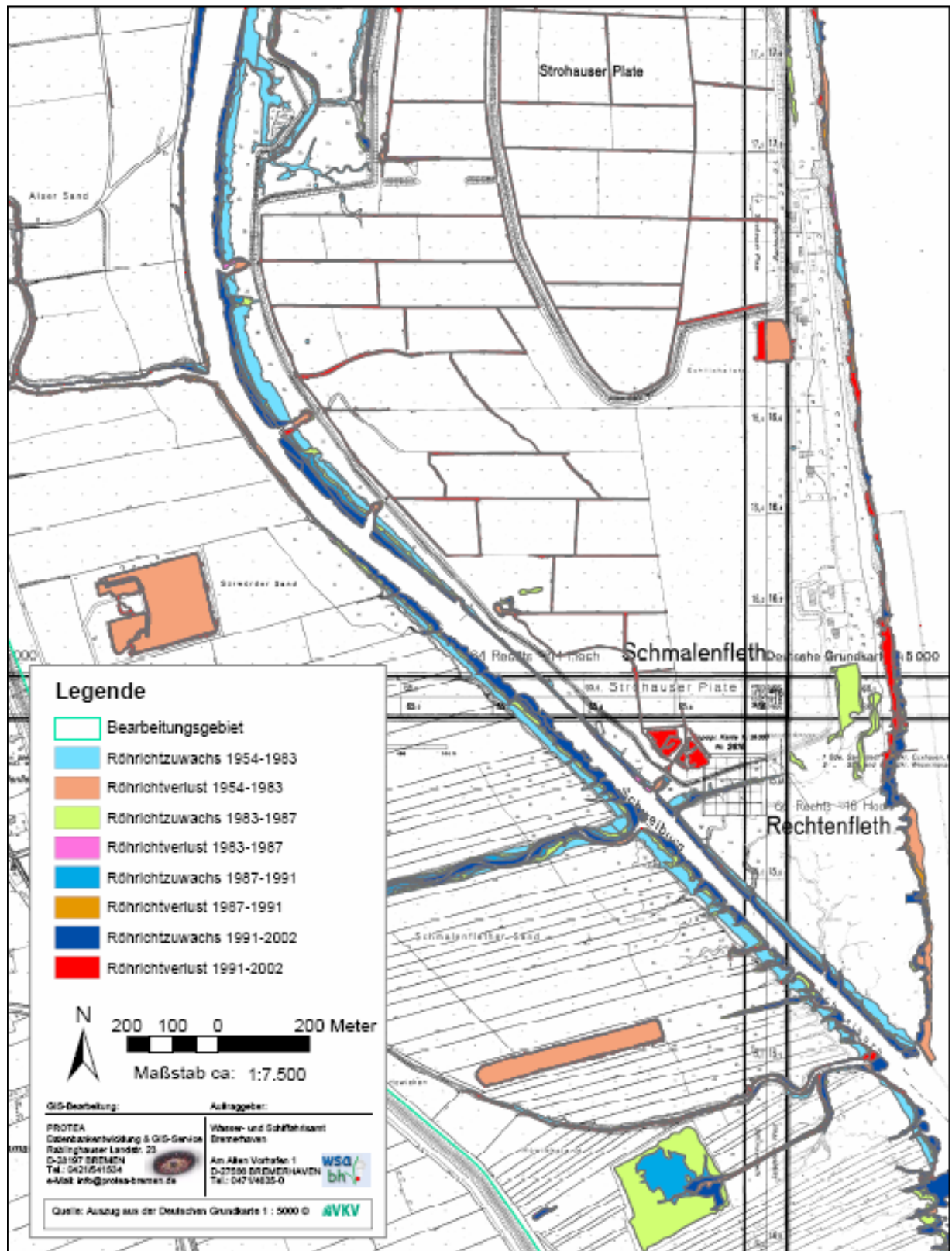


Abb. 3: Röhrichtzuwächse und –verluste im Nebenarm „Schweiburg“

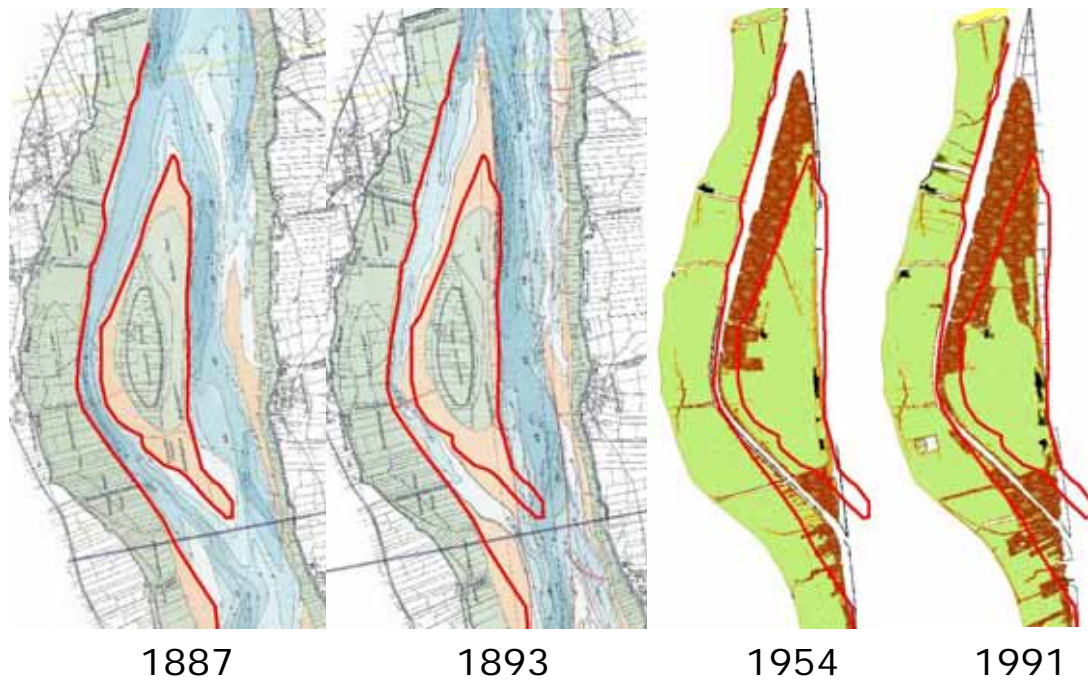


Abb. 4: Verlandung der Schweiburg: initiiert durch die Weser-Korrektion ab 1887

2.4 Schlussfolgerungen aus der Bilanzierung der Uferröhrichte

Die durchgeführten Untersuchungen erlauben Rückschlüsse hinsichtlich der Auswirkungen zukünftig geplanter Wasserbaumaßnahmen und des weiter ansteigenden Meeresspiegels. Es ergeben sich zu den einzelnen Teilgebieten folgende Einschätzungen:

Am Ostufer der Außenweser (Wurster Küste) wachsen Ufer und Vorländer nicht gleichlaufend mit den steigenden Tidehochwasserständen auf. Die bestehenden Tendenzen zu Uferabbrüchen werden durch höher auflaufende Tidehochwässer graduell verstärkt. Der ausbaubedingte Anteil am Anstieg der Tidehochwasserstände ist in der Außenweser aber vergleichsweise gering anzusetzen, es dominiert die Wirkung des Meeresspiegelanstiegs. Langfristig wird der Anteil der verbauten Uferbereiche weiter zunehmen – unabhängig davon, ob weitere Fahrrinnenausbauten erfolgen. Durch die Öffnung von Sommerdeichen im Zuge von Kompensationsplanungen wird sich die Uferdynamik erhöhen, die Vegetationsfläche insgesamt wird sich voraussichtlich verringern, gleichzeitig wird sich aber die Salzvegetation in den Sommerpolderflächen in das derzeit „ausgesüßte“ Grünland hinein ausdehnen.

Das am Westufer der Außenweser (Tettenser Plate) festgestellte Vorwachsen der Uferröhrichte ist vermutlich auf die in diesem Gebiet im Vergleich zum Ostufer windgeschütztere Lage sowie vorhandene Buhnen, Grüppenarbeiten und ein Dammbauwerk zurückzuführen. Ob die ab Mitte der 1990er-Jahre festgestellte Trendumkehr zum Zurückweichen der Uferröhrichte längerfristig Bestand hat, und worin diese begründet ist, kann nur durch weitergehende Untersuchungen geklärt werden. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit dem bei MEYER (1999) beschriebenen tendenziellen Rückgang an Feinsedimenten im Vergleich 1975 zu 1996 im ufernahen Watt in der Außenweser.

Am Ufer der Unterweser ist zu erwarten, dass der Umfang der Röhrichtbestände weiterhin überwiegend stabil bleiben wird, da aus dem vorhandenen Schwebstoffpotenzial ein hoher Sedimentationsdruck im Uferbereich besteht, der im Zusammenwirken mit der wasserbaulichen Uferunterhaltung zu einem Mithochwachsen der Ufersedimente parallel zu steigenden Tidehochwasserständen führt. In den Nebenarmen, in denen der Sedimentationsdruck besonders hoch ist, werden sich die Röhrichte weiterhin in die Watten hinein ausdehnen.

In der Unteren Wümme ist bei weiterer Vergrößerung der Tidewassermengen mit einer Zunahme der Uferbelastung und damit einhergehenden tendenziellen Verlusten von Ufervegetation zu rechnen.

3 Beispiele örtlicher Entwicklungstendenzen

Die Entwicklungstendenzen in einigen Teilgebieten ermöglichen Aussagen zur charakteristischen Dynamik der Ufer-Röhrichte an der Weser insgesamt.

3.1 Alterung von Röhrichtbeständen

Im Brackwasserbereich der Weser ist die Gewöhnliche Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) die charakteristische Röhricht-Pionierart. Sie besiedelt Wattflächen nahe unterhalb der MThw-Linie, die durch Auflandung oder u.a. Eisschur noch vegetationsfrei sind. Dort, wo sich die Röhrichtansiedlung stabilisiert und durch Sedimentation weiter hochwächst, wird die Strandsimse langfristig vom Schilf (*Phragmites australis*) verdrängt. Dieser Prozess ist im Bereich der Wesermündung deutlich nachvollziehbar. Die Insel „Langlütjen 1“ mit ihrem Verbindungsdamm wurde in den 70er-Jahren des 19. Jahrhunderts gebaut. Der Bau des Damms war der Auslöser für umfangreiche Sedimentation und Voraussetzung für die Ansiedlung der Röhrichte bei Tettens. Dort haben vermutlich zu Beginn Quellerwatt und Strandsimsen-Röhricht die Pioniervegetation gebildet. Inzwischen hat sich im Teilgebiet „Tettens“ die Ausdehnung des Strandsimsen-Röhrichts hauptsächlich durch Vorwachsen von Schilf in dem Zeitraum 1991 bis 2002 von 54,7 ha auf 24,2 ha verkleinert. Für das Jahr 1968 waren hier noch 82,9 ha Strandsimsen-Röhricht kartiert worden, wobei diese Zahl durch Unsicherheiten in der Luftbildinterpretation vermutlich überschätzt ist.

Mit zunehmender Alterung wächst das Röhricht im Verhältnis zum MThw weiter hoch, gleichzeitig werden durch Streu und Treibsel Nährstoffe eingetragen. Es breiten sich Staudenfluren im Schilfröhricht aus mit u.a. Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*) und Brenneseln (*Urtica dioica*), derartige Strukturen sind z. B. auf der Weser-Insel „Strohauser Plate“ verbreitet. In älteren Röhrichtbeständen setzt sich letztlich ein Weiden-Auengebüsch durch, das vor der Besiedlung durch den Menschen vermutlich den größten Anteil an der natürlichen Vegetation in den tiefliegenden Marschgebieten einnahm (CORDES 1993). Dieses Sukzessionsstadium ist besonders entlang der Unteren Wümme im Fortschreiten. Dort haben sich die Gehölzbestände im Zeitraum 1962 bis 2002 von 31,5 ha auf 51,8 ha ausgedehnt und nehmen inzwischen 24 % der mit Vegetation bewachsenen Vorlandfläche ein.

3.2 Uferdynamik

Die Wesermarsch unterliegt seit vielen Jahrhunderten dem Besiedlungs- und Nutzungsdruck durch den Menschen. Bereits im 12. Jahrhundert wurden Deiche gezogen und der Hartholz-Auwald auf den hochliegenden Uferwällen gerodet für Siedlungen und Ackerbau. In den nachfolgenden Jahrhunderten wurden auch Weiden-Auwald und Röhrichte zunehmend in Nutzflächen (Grünlandwirtschaft) umgewandelt (CORDES 1993). Der technische Fortschritt ermöglichte schließlich auch Wasserbaumaßnahmen direkt im Fluss und an seinen Ufern. Der gravierendste Einschnitt in dieser Hinsicht war die 1887 begonnene „Große Unterweserkorrektur“ unter Leitung von L. Franzius. Die damals festgelegten Uferlinien und Gewässerflächen bestimmen auch heute noch weitgehend den Uferverlauf der Unterweser und ihrer Nebenarme, die damals angestoßenen morphologischen Prozesse wirken bis heute nach. Hierzu gehören auch die Auflandungen in den Seitenarmen und das dortige Vordringen der Röhrichte. Diese Entwicklungen sind im GIS durch Hinterlegen der Kartierungen und Luftbilder ab 1950 mit den Karten der Franzius-Zeit deutlich nachvollziehbar.

Es lassen sich heute an der Unterweser drei typische Uferstrukturen unterscheiden:

1. mit Längsbauwerken verbaute Ufer (Spundwände, Deckwerke) ohne Vegetationsdynamik im Uferbereich
2. mit Querbauwerken (Buhnen) oder Strandvorspülungen gesicherte Ufer mit naturnaher Vegetationsdynamik (Zuwachs und Abtrag) in den Buhnenfeldern
3. Seitengewässer mit wenig gesichertem Ufer und reduzierter Vegetationsdynamik (überwiegend Zuwachs).

Obwohl durch die Franzius-Korrektur und die nachfolgenden Wasserbaumaßnahmen (sowohl Fahrrinnenvertiefungen als auch Bau der Sturmflutsperrwerke und Sommerdeiche) die natürliche Dynamik im Uferbereich stark eingeschränkt wurde, unterliegen auch heute noch die Ufer der Unterweser einer intensiven Dynamik. Am Ufer der Unterweser sind in Buhnenfeldern und an Vorspülufeln wechselweise Abschnitte mit Zuwachs und Abtrag zu finden. Die dort bestehenden Vegetationsabfolgen in den Röhrichten kommen den Artenzusammensetzungen, wie sie z. B. von FOCKE (1915) für den Beginn des 20. Jahrhunderts beschrieben werden, auch im Salzgradienten, noch sehr nahe. Die von CORDES (1993) als „in der Weser“ vorkommend angegebenen Wasserpflanzengesellschaften wie Laichkräuter (*Potamogeton spec.*) und Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) sind in den von ihm zitierten Quellen (FOCKE 1871 u. 1915) bezogen auf die Unterweser allerdings nicht belegt, sie werden dort zwar für den Mittellauf der Weser und an Altarmen und Gräben im Deichvorland der Unterweser beschrieben, nicht aber direkt am Ufer der Unterweser. Auch vor der Franzius-Korrektur wird stromab von Bremen der Tidehub die Toleranzgrenze für diese Gruppe der Wasserpflanzen überschritten haben. Bereits FOCKE (1915) beklagt die Beeinträchtigungen der Ufervegetation durch Nutzungen im Vergleich von 1914 zu 1850. Ein Beleg für die intensive Ufernutzung schon im 19. Jahrhundert findet sich bei GLÄBE (1963), Eintrag zum Jahr 1854: „In den letzten 30 Jahren sind über 42.000 Kähne mit Pferden von der Ochtummündung bis Bremen gezogen worden (1.400 pro Jahr; 117 pro Monat)“. Diese müssen sich auf Wegen direkt am Ufer bewegt haben.

Bemerkenswert sind in FOCKE (1915) mehrere Angaben zu einer Stromabverschiebung von salzzeigenden Arten (*Spergularia salina*, *Aster tripolium*), was mit der beobachteten Stromabverschiebung der Brackwasserzone als Folge der Franzius-Korrektur korrespondiert

(TACKE o. D.). Diese Stromabverschiebung wurde später durch die nachfolgenden Flussvertiefungen in eine gegenläufige Entwicklung umgekehrt.

Als „unnatürlich“ einzustufen ist die einseitige Entwicklung der Röhrichte in den Seitenarmen, das beständige Vorwachsen. Die Franzius-Korrektur und später zusätzlich der Bau des Huntesperrwerkes mit Verlegung der Huntemündung und Abdämmung der Westergate haben die Erosionsprozesse in den Seitengewässern stark reduziert, eine Verlagerung der Seitenrinnen findet nur noch sehr eingeschränkt statt. Diese wäre heute aufgrund der angrenzenden Nutzungen und Deichlinien allerdings auch nicht mehr tolerierbar, es sei denn, Deichlinien und Nutzungen würden zurückgenommen.

3.3 Tide-Röhrichte: ein dynamischer Vegetationstyp

Neben den angeführten langfristigen Standortbedingungen für die Tide-Röhrichte (natürliche Alterung, morphologische Langzeittrends) nehmen weitere lokale Standortfaktoren Einfluss auf Art und Ausdehnung der Tide-Röhrichte: u.a. Windwellen, Schiffswellen, Geländehöhe, Tidewasserstände, Sedimentart, Strömungsgeschwindigkeiten. Diese Faktoren sind sehr veränderlich, sowohl während des Tideverlaufs als auch im Verlauf der Jahre. Bei Felduntersuchungen, Faktorenanalysen und auch Umweltverträglichkeitsstudien ist zu berücksichtigen, dass der lokal vorhandene Röhricht-Typus ein im Wandel befindliches Zwischenstadium darstellt, das lokal aber durchaus über viele Jahre hinweg in seinem Typus Beständigkeit aufweisen kann.

4 Gesamtbilanz charakteristischer Biotoptypen

4.1 Flächenbilanzen in den Bearbeitungsgebieten

In den Bearbeitungsgebieten im Vorland der Unterweser wurden im Zuge der Bilanzierungen von KÜFOG und BIOS & PROTEA für das Jahr 2002 insgesamt 1.017 ha Röhrichtflächen erfasst, der Gesamtbestand 2002 im Deichvorland der Unterweser beträgt laut UVU Weseranpassung 1.088 ha (GfL, BIOCONSULT & KÜFOG). Somit decken die bearbeiteten Teilgebiete die rezenten Röhrichtvorkommen an der Unterweser weitgehend ab.

Seit 1954 hat sich die Gesamt-Röhrichtfläche in den bearbeiteten Teilgebieten von 816 ha auf 1.017 ha ausgedehnt (Abb. 5).

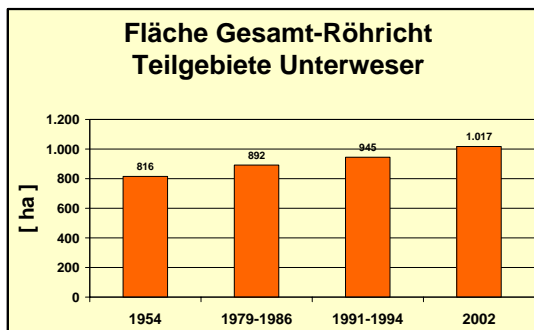


Abb. 5: Entwicklung der Gesamtfläche an Röhrichtten in allen bearbeiteten Teilgebieten der Unterweser

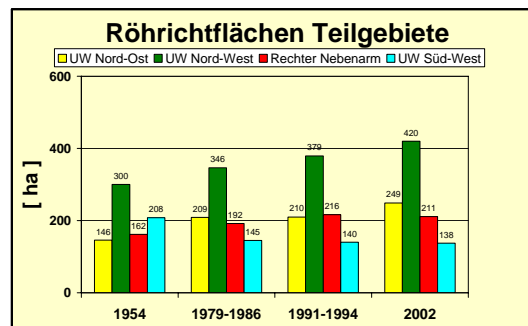


Abb. 6: Entwicklung der Röhrichtflächen in den einzelnen Teilgebieten der Unterweser

Den größten Anteil an der Zunahme bringen die Röhrichte im Bereich der Weserinsel Strohauser Plate und der dortigen Deichvorländer ein sowie das östliche Weserufer zwischen Sandstedt und Bremerhaven. Im Teilgebiet „Unterweser-Südwest“ wurden im Zuge der Hunteverlegung beim Bau des Sperrwerkes und der anschließenden wasserbaulichen Ufergestaltung umfangreiche Röhrichtflächen vernichtet, in der Zeit danach ist die Bilanz bei leichter Abnahme stabil (Abb. 6).

Die Zunahme der Röhrichtflächen in den bearbeiteten Teilgebieten geht einher mit einer Abnahme des Grünlandes von 1.337 ha auf 1.059 ha (Abb. 7) und einer Zunahme der Gehölzflächen von 51 ha auf 107 ha (Abb. 8). Von diesen beiden Vegetationstypen wurden aber in den Bearbeitungsgebieten nur etwa 50 % des Gesamtbestandes im Deichvorland der Unterweser erfasst. Mit den bearbeiteten Teilgebieten wird überwiegend die Entwicklung der nicht durch Sommerpolder eingefassten Flächen abgebildet, es sind aber auch Polderflächen enthalten. In diesen Zahlen kommt somit die Tendenz zur Aufgabe der Grünlandnutzung und die Alterung der Röhrichtbestände (Gehölzentwicklung) im unbedeckten Vorland zum Ausdruck.

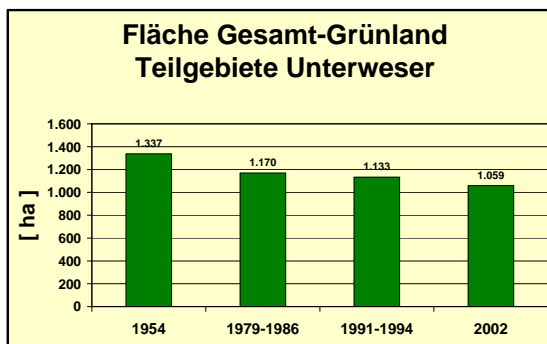


Abb. 7: Entwicklung der Gesamtfläche des Grünlands in den Bearbeitungsgebieten der Unterweser

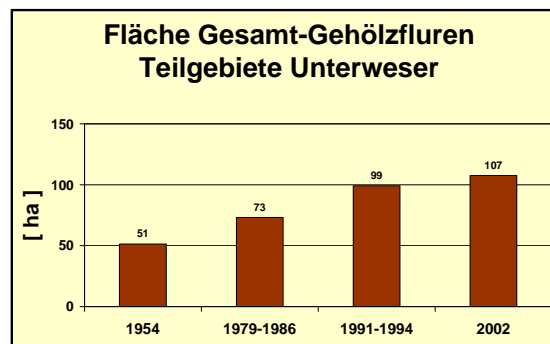


Abb. 8: Entwicklung der Gesamtfläche der Gehölzfluren in den Bearbeitungsgebieten der Unterweser

4.2 Vergleich mit anderen Autoren

Die Flächenanteile charakteristischer Biotoptypen wurden auf der Grundlage von Daten aus dem Zeitraum 1994-98 auch von OSTERKAMP (2006) bilanziert. Dort wird eine Gesamt-Röhrichtfläche von 919 ha für das Deichvorland der Unterweser angegeben. Diese Zahl ist zwar niedriger als das Ergebnis 945 ha, das in der hier vorgestellten Bearbeitung der Teilflächen auf Datenbasis 1991/94 ermittelt wurde, liegt aber in vergleichbarer Größenordnung. Die Abgrenzung der verschiedenen Röhricht-Typen von Wattflächen und Staudenfluren wird sowohl in der Natur als auch im Luftbild von Autor zu Autor etwas unterschiedlich ausfallen.

HEINRICH & MÜHLNER (1979) (zitiert in GIERSCH 2002) haben die Röhrichtflächen in einer Reihe von Teilgebieten am Westufer der Unterweser im Vergleich von 1922 zu 1979 bilanziert. Ohne den „Schockumer Deich“, der an der Außenweser (Tettens, Langlütjen 1, siehe oben) liegt, werden für das Jahr 1922 Röhrichte im Umfang von 688 ha angegeben. Für das Jahr 1979 wurden nur noch 370 ha ermittelt, was nahezu einer Halbierung entspricht. Die Angaben zu 1979 liegen deutlich unter der Summe der westlichen Teilgebiete Unterweser „Nord-West“ und „Süd-West“ in den hier vorgestellten Arbeiten von KÜFOG und BIOS &

PROTEA: 491 ha für den Zeitraum 1979-1986 und 585 ha im Jahr 2002. Die Arbeiten von HEINRICH & MÜHLNER liegen dem Autor hier nicht im Original vor, daher kann an dieser Stelle kein Abgleich der betrachteten Flächen vorgenommen werden. Möglicherweise wurden von HEINRICH & MÜHLNER nicht alle Teilräume mit Röhrichtvorkommen bearbeitet. Es kann jedoch festgestellt werden, dass der dort beschriebene Trend einer Abnahme der Röhrichtflächen im westlichen Deichvorland der Unterweser sich nicht fortgesetzt hat, sondern dass seit 1950 in der Summe eine Zunahme stattgefunden hat. 585 ha (im Jahr 2002) entsprechen immerhin 85 % der für das Jahr 1922 angegebenen Fläche. Nimmt man die Röhrichte bei Tettens noch hinzu (2002: 152 ha, KÜFOG b), ist die Summe der Flächen sogar größer als die Angabe für 1922 – wobei die möglicherweise unterschiedlichen Bearbeitungsgebiete zu beachten sind. Die Karten der Franzius-Korrektion (siehe Abb. 4) lassen vermuten, dass heute die Röhrichtflächen an der Schweiburg eine größere Ausdehnung haben als am Ende des 19. Jahrhunderts, weil damals die Grünlandnutzung in den Vorländern ausgedehnter war.

4.3 Anteil der Röhrichtflächen am Deichvorland

Die Gesamtfläche des Deichvorlandes an der Unterweser wird in der Literatur unterschiedlich angegeben. Die Autoren berücksichtigen Wattflächen, Siedlungsflächen und aufgespülte Flächen auf unterschiedliche Art, insbesondere die wasserseitige Abgrenzung der Wattflächen dürfte mit Unsicherheiten behaftet sein. OSTERKAMP gibt als gesamte Vorlandfläche im Zeitraum 1994-98 (incl. Wattflächen) 6.152 ha an, ohne vegetationsfreies Watt sind es 5.045 ha. In der Biotoptypenkartierung zur Umweltverträglichkeitsuntersuchung Weseranpassung (GfL, BIOCONSULT & KÜFOG) wurden 4.605 ha im Deichvorland der Unterweser erfasst (ohne Wattflächen), wobei einige besiedelte Bereiche ausgespart blieben. SCHUCHARDT et al. (1993) ermittelten für das Jahr 1988 eine Vorlandfläche von 5.109 ha (incl. aufgespülte Industrieflächen, ohne Wattflächen).

Geht man von einer Vorlandfläche (hier definiert als mit Vegetation bewachsene Vorlandfläche plus Siedlungsbereiche, Bauwerke; ohne Wattflächen) in einem Umfang von ca. 5.000 ha aus, so entspricht die Röhrichtfläche von 1.088 ha im Jahr 2002 (UVU Weseranpassung) einem Anteil von über 20 %.

Durch die aktuellen Baumaßnahmen zur Hafenerweiterung Brake-Nord sind zwar inzwischen Röhrichtflächen vernichtet worden, es werden aber zukünftig durch Kompensationsmaßnahmen (CT IV, hafengebogene Wendestelle, Weseranpassung) in größerem Umfang neue Standorte geschaffen.

5 Leitbilder für Tide-Röhrichte an der Unterweser

In der Literatur werden die Tide-Röhrichte überwiegend als „Mangel-Biotop“ für das Deichvorland der Unterweser beschrieben (HEINRICH & MÜHLNER 1979, CLAUS et al. 1994). Angesichts der hier vorgestellten Zahlen erscheint diese These überprüfungsbedürftig.

Vermutlich waren vor der Besiedlung durch den Menschen die Röhrichtflächen in der gesamten Wesermarsch noch ausgedehnter vorhanden als heute, da es noch keine Deiche gab und sich die Röhrichte entlang der verzweigten Ufer, Priele, Altarme und Sümpfe weit ins Bin-

nenland ausdehnen konnten. Die damals möglicherweise vorhandenen Flächenanteile können aber nicht als Maßstab für die heutige Kulturlandschaft gesetzt werden, die Bedürfnisse der menschlichen Nutzung müssen Berücksichtigung finden (so wie bei CLAUS et al. auch praktiziert). Generell stellt sich die Frage, welcher Zeitpunkt für ein naturschutzfachliches Leitbild anzusetzen wäre. Selbst die als „potenzielle natürliche Vegetation“ großflächig anzunehmenden Auenwälder sind in ihrer Ausdehnung zu hinterfragen, da der Mensch möglicherweise schon sehr frühzeitig durch Dezimierung der Großherbivoren das Aufkommen von Wäldern verstärkt hat (BRUNZEL-DRÜKE et al. 2001).

Betrachtet man die heute entlang der Unterweser vorhandenen Röhrichtflächen, so ist festzustellen, dass ausgehend von großflächigen Röhrichten an der Wesermündung (Schockumer Deich) entlang der gesamten Unterweser über Luneplate, Kleinensiel Plate, Tegeler Plate, Strohauser Plate, Rechter Nebenarm, Westergate, Warflether Arm bis in den Bremer Bereich hinein zumindest auf einer Uferseite jeweils ausgedehnte Röhrichtflächen vorhanden sind. In diesen Röhrichten findet sich eine naturtypische standörtliche Differenzierung der Röhrichttypen entlang des Salzgradienten und der unterschiedlichen Standortbedingungen. Es wird kritisiert, dass die Röhrichte heute aufgrund des großen Tidehubes nicht mehr dauerhaft im Wasser stehen, dies muss aber in größeren Teilen der Unterweser bereits Mitte des 19. Jahrhunderts so der Fall gewesen – zu Zeiten, in denen der Mensch wasserbaulich den Tidehub in der Unterweser noch gar nicht nachhaltig beeinflussen konnte. Schon 1845, lange vor der großen Weser-Korrektion, ist in Vegesack ein Tidehub von 1,16 m dokumentiert, in Elsflth 2,32 m (GERMELMANN & SCHULZ 1951/1980). Unter der Voraussetzung, dass die Röhrichte in der Regel nicht tiefer als bis ca. 1,5 m unterhalb der MThw-Linie vorkommen (KÖTTER 1961), ist davon auszugehen, dass auch schon Mitte des 19. Jahrhunderts zumindest stromab von Farge die Ufervegetation bei Tideniedrigwasser vollständig trocken fiel (Tidehub ca. 2 m). Anders mögen die Verhältnisse im 1. Jahrtausend n. Chr. gewesen sein, bevor die Versandung der Unterweser einsetzte, die Rodungen und nachfolgender Erosion im Einzugsgebiet zugeschrieben wird, also bevor sich Uferwälle ausbildeten und der Fluss sich innerhalb der Uferwälle eintiefte. Zu dieser Zeit könnte der Tidehub noch geringer gewesen sein.

Es kann davon ausgegangen werden, dass auch die Röhricht-Begleitfauna (Vögel, Insekten) rezent adäquat vorhanden ist. Es fehlt als regelmäßiger Brutvogel eigentlich nur die Rohrdommel, was aber möglicherweise weniger an den fehlenden Flächen liegt, sondern daran, dass diese Vogelart Röhrichte an Binnengewässern bevorzugt. Ansiedlungsversuche für diese Vogelart wurden unlängst vorgenommen. Neuerdings wird aus avifaunistischen Gründen eine Mahd älterer, mit Hochstauden durchsetzter Röhrichtflächen evaluiert. Probeflächen befinden sich auf der Strohauser Plate.

Bei der Weiterentwicklung der Röhricht-Leitbilder für die Weser ist neben der Frage des Bezugszeitpunktes u. a. auch die Treibselproblematik zu bedenken. Wenn als naturschutzfachliches Konzept ausgedehnte Röhrichtflächen gefordert werden, muss gleichzeitig über Vermeidung oder Entsorgung der resultierenden Treibselberge gesprochen werden. Zur Zeit werden große Mengen im Frühjahr am Deich verbrannt, was als nachhaltige Lösung fraglich ist. In Niedersachsen wurde inzwischen ein Forschungsprojekt aufgelegt über Möglichkeiten einer naturschutzverträglichen extensiven Nutzung von Röhrichten.

Entwicklungsbedürftig sind an der Unterweser weniger die Röhrichte, sondern vielmehr Flachwassergebiete und Bereiche mit natürlicher Uferdynamik sowie Auengehölze. In dieser Hinsicht sind die Handlungsmöglichkeiten durch die intensive Nutzung der Weser als Großschifffahrtsstraße und die im Vorland angrenzenden Nutzungen aber sehr eingeschränkt. Das Kompensationskonzept zur Weseranpassung verfolgt das Ziel, entlang der Weserufer und der Nebenflüsse Seitenbereiche für die Tidedynamik zu öffnen, wobei bei der Weiterverwendung der anfallenden Bodenmassen Synergien mit dem Küstenschutz (Deichverstärkung) hergestellt werden können.

Die Umsetzung des Kompensationskonzeptes stieß auf die Schwierigkeit, dass etliche Teilflächen inzwischen mehreren unterschiedlichen naturschutzfachlichen Schutzkategorien bzw. –erfordernissen (Naturschutzgebiet, FFH-Gebiet, EU-Vogelschutzgebiet, Wasserrahmenrichtlinie) unterliegen. Es ist nahezu unmöglich, Maßnahmen zum Ziele einer Schutzkategorie durchzuführen (z. B. Wiederausdehnung des Lebensraumtyps Ästuarien in die Vorländer hinein), ohne andere Schutzziele zu verletzen (z. B. Wiesenvogelschutz). Voraussetzung für die Weiterentwicklung naturschutzfachlicher Leitbilder für das Weser-Ästuar ist eine Neuordnung der naturschutzfachlichen Ansprüche an dieses Gebiet. Dies ist eine wichtige Rahmenbedingung für die zu erstellenden Managementpläne im Zuge von FFH- und Wasserrahmenrichtlinie.

Literatur

- BIOS & PROTEA (2005a): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 1: Untersuchungen am Rechten Nebenarm der Weser. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 28 S., 29 Abb.
- BIOS & PROTEA (2005b): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 2: Untersuchungen am Ostufer der Unterweser von Sandstedt bis zur Großen Luneplate. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 28 S., 19 Abb.
- BIOS & PROTEA (2005c): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 4: Untersuchungen am Westufer der Unterweser von der Schweiburg bis Nordenham. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 31 S., 15 Abb.
- BIOS & PROTEA (2005d): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 3: Untersuchungen an der Wümme zwischen Lesum und Bremen-Borgfeld. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 38 S., 17 Abb.
- BUNJE, J. & J. L. RINGOT (2003): Lebensräume im Wandel. Flächenbilanzierung von Salzwiesen und Dünen im niedersächsischen Wattenmeer zwischen den Jahren 1966 und 1997 – eine Luftbilanzauswertung. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Bd. 7, Wilhelmshaven, 48 S. CLAUS, B., P. NEUMANN & M. SCHIRMER (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. – Veröffentlichungen der gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen, Nr. 1-94 und 8-94.

- BUNZEL-DRÜKE, M., J. DRÜCKE & H. VIERHAUS (2001): Der Einfluß von Großherbivoren auf die Naturlandschaft Mitteleuropas.
Manuskript (<http://www.abu-naturschutz.de/download/einfluss.pdf>, 01.06.2007)
- CLAUS, B., P. NEUMANN & M. SCHIRMER (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. – Veröffentlichungen der gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen, Nr. 1-94 und 8-94.
- CORDES, H. (1993): Die Entwicklung des Naturraumes Unterweser aus vegetationskundlicher Sicht. - In: Umweltvorsorge für ein Flussökosystem, UVP-Förderverein (Hrsg.), Dortmund, S. 67-75.
- GfL (1994): Landschaftspflegerischer Begleitplan zur Anpassung der Fahrrinne der Außenweser an die weltweit gültigen Anforderungen der Containerschifffahrt – SKN -14 m Ausbau. – Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 174 S., Anhang und 13 Karten.
- GfL, BIOCONSULT & KÜFOG (2006): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Fahrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle. - Beschreibung und Bewertung des Ist-Zustandes. - Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 485 S. und Anhang.
- GERMELMANN & SCHULZ (1951/1980): Chronik der Weser als Seewasserstraße von Bremen-Stadt bis zur Mündung in die offene See, Teil 1, Die Unterweser. – Zusammengestellt und bearbeitet 1951 von ORR GERMELMANN, 1979/80 überarbeitet und ergänzt von W. SCHULZ. – Archiv Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- GIERSCH, K. (2002): Kommentierte Literaturrecherche zum Thema Röhricht. – Universität Bremen, Projektleiter: Dr. M. Schirmer, Bremen, 71 S.
- GLÄBE, F. (1963): Die Unterweser – Chronik eines Stromes und seiner Landschaft. – Eilers & Schünnemann Verlagsgesellschaft mbH, Bremen, 164 S.
- GROTHJAHN, M. (1982): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. Forsch.-Stelle f. Insel- und Küstenschutz. Bd. 34, Norderney, Jber. 1982.
- FOCKE, O. W. (1871): Untersuchungen über die Vegetation des nordwestdeutschen Tieflandes. - Abh. Naturw. Ver. Bremen, Bd. 3, S. 405 – 456.
- FOCKE, O. W. (1915): Die Uferflora der Niederweser. – Abh. Naturw. Ver. Bremen, Bd. 25, Heft 2, S. 305 – 337
- HEINRICH, T. & G. MÜHLNER (1979): Beurteilung der Röhrichtbestände an der Unterweser im Bereich des Landkreises Wesermarsch im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit. Landkreis Wesermarsch, Amt für Landschaftspflege, Brake.
- JANOWSKY, R. & M. GÄHLER (2006): Biotoptypen/Vegetationskartierung von Vordeichsflächen an Unter- und Außenweser auf Grundlage einer HRSC-AX-Befliegung. Hochschule Vechta im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, DVD.
- KÖHLER, U. (1988): Die Tideröhrichte an der Unterweser zwischen Ochtummündung und Golzwarden- Eine floristische und vegetationskundliche Untersuchung unter dem Aspekt des Naturschutzes. – Diplomarbeit, Universität Bremen, Studiengang Biologie, 168 S. und Anhang.
- KÖTTER, F. (1961): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe. – Archiv f. Hydrobiologie, Suppl.-Bd. 26, S. 106 – 184.
- KÜFOG GmbH (2005a): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Vegetationsentwicklung des Vorlandes an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Wurster Küste (Weddewarden bis Spieka-Neufeld). Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 16 S., 75 Karten.

- KÜFOG GmbH (2005b): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichtbeständen an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Tettenser Plate / Langlütjen II. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 15 S., 15 Karten.
- KÜFOG GmbH (2005c): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichtbeständen an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Unterweser-Südwest. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, 39 S. 45 Karten.
- MEYER, C. & H.-J. STEPHAN (2003): Vorlanduntersuchungen Land Wursten (Stand Herbst 2002). – Dienstber. Forschungsstelle Küste 4/2003, unveröffentl., Norderney.
- MEYER, C. (1999): Sedimentverteilung als Indikator für morphodynamische Prozesse. – Dienstbericht d. Forschungsstelle Küste, 21/1999.
- OSTERKAMP, S. (2006): GIS-gestützte Modellierung der räumlichen Verteilung der Vegetation im Tidebereich von Ästuaren unter den Bedingungen einer Klimaänderung mittels der Klassifikations- und Regressionsanalyse (CART) am Beispiel der Unterweservorländer. – Dissertation, Universität Bremen, Fachbereich 2 Biologie/Chemie, April 2006, 161 S. und Anhang.
- SCHUCHARDT, B., B. CLAUS & M. SCHIRMER (1993): Der ökologische Zustand der Unterweser – Entwicklung und Anwendung eines Bewertungssystems. – Planungsgruppe Grün und AG Aquatische Ökologie (Universität Bremen) im Auftrag von Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung der Freien Hansestadt Bremen, 92 S.
- TACKE (ohne Datum, ca. 1926): Über die Beziehungen zwischen dem Gehalt des Bodens an Kochsalz und dem Pflanzenwuchs. – Nach den in den Jahren 1888 – 1923 durchgeführten Untersuchungen der Musterstücke an der Unterweser von Käseburg bis Blexen durch die Oldenburgisch-Bremische Flora- und Bodenuntersuchungskommission. Zusammengefasst von Prof. Dr. Tacke. – Archivunterlagen WSA Bremerhaven.



Kontakt:

Dipl.-Biol. Volker Steege
Wasser- und Schifffahrtsamt
Bremerhaven
Am Alten Vorhafen 1
27568 Bremerhaven
Tel.: 0471/4835-327
Fax: 0471/4825-210
E-Mail: steege@bhv.wsdnw.de

Kurzbiographie

Jahrgang: 1958

1983 – 1991

Studium der Biologie mit Schwerpunkt Hydrobiologie an der Universität Hamburg (AG Kausch)

1991 – 1994

Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Universität Hamburg, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft,
Forschungsprojekte zur Gewässerökologie der Tideelbe und des Hamburger Hafens

seit 1994

Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven,
Bearbeitung von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Wirkungskontrollen (Ausbauvorhaben) und Funktionskontrollen (Kompensationsflächen) mit den Schwerpunktthemen Makrozoobenthos, Vorlandvegetation, Avifauna

Habitateignungsmodelle für Röhrichte an Tideelbe und Tideweser

Maike Heuner

1 Einleitung

Das niedersächsische Landesprogramm fordert in seinem Leitbild, die noch verbliebenen, naturnahen Vorländer in ihrem Gesamtbestand und ihrer Funktion zu erhalten und nachhaltig zu sichern (ARGE 1993, CLAUS et al. 1994). Die dem Tidegeschehen ausgesetzten Flächen sind in den vergangenen Jahrhunderten und Jahrzehnten durch Eindeichung deutlich reduziert worden. Bei Ausbauvorhaben stellt sich zudem immer wieder die Frage, inwieweit die Vorlandvegetation durch Folgen baulicher Maßnahmen verändert bzw. beeinträchtigt wird. Bei solchen Beeinträchtigungen müssen geeignete Kompensationsmaßnahmen ergriffen werden.

Ein bedeutender und schützenswerter Bestandteil der naturraumtypischen Vorlandvegetation der gezeitenbeeinflussten Bundeswasserstraßen sind Tideröhrichte. Um eine zuverlässige Prognose über ihre Entwicklung abgeben zu können, müssen die Wechselwirkungen des Standortes mit der Vegetation analysiert werden. Solche Analysen können heute für große und somit repräsentative Flächen mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) durchgeführt werden. Wie bei der Analyse von Felddaten, können statistische Verfahren verwendet werden. Anhand multipler Regressionen können beispielsweise die abiotischen Standortfaktoren (Prädiktorvariablen) mit den engsten Korrelationen zur betrachteten Vegetation (Antwortvariable) identifiziert werden. Miteinander unkorrelierte Faktoren mit hohen Erklärungsanteilen werden für den Aufbau von Habitateignungsmodellen z. B. für Tideröhrichttypen verwendet. Eine Parametrisierung dieser standortdifferenzierenden Faktoren wird hier in Form regelbasierter Habitateignungsmodelle umgesetzt. Zum Aufbau der Modelle werden Referenzteilgebiete an Tideelbe und Tideweser mit repräsentativer Röhrichtbedeckung verwendet.

Zur Erstellung der Habitateignungsmodelle an der Tideweser sind folgende Gebiete ausgewählt worden: Rechter Nebenarm, Schweiburg und Tegeler Plate. Bei der Tideelbe dienen Fährmannssander Watt, Haseldorfer Binnenelbe, Pagensand, Schwarztonnensand sowie Asseler Sand, Rhinplate und Hollerwettern als Referenzteilgebiete.

Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage der Biotoypeneinteilungen an Tideweser und Tideelbe werden bei den Habitatmodellen für die Tideweser folgende Vegetationstypen unterschieden (Abb. 1):

- > „Schilf-Röhricht mit Hochstaudenfluren“ (SR)
- > „Röhricht mit *Schoenoplectus tabernaemontani*“ (RmS)

- > „Röhricht mit *Bolboschoenus maritimus*“ (RmB)
- > „Röhricht mit *Typha spec.*“ (RmT) sowie
- > „Röhricht mit *Phalaris arundinacea*“ (RmP).

Bei den Habitatmodellen für die Tideelbe werden

- > „Flusswatt bzw. Brackwasserwatt ohne Vegetation höherer Pflanzen“ (FWO/KBO)
- > „Flusswatt-Röhricht bzw. Brackwasser-Röhricht“ (FWR/KBR)
- > „Flusswatt-Röhricht mit Strandsimse“ (FWRbm)
- > „Flusswatt-Röhricht“ bzw. „Brackwasser-Röhricht, schlecht ausgeprägt“ (FWR-/KBR-) und
- > „Halbruderaler Gras- und Staudenflur feuchter Standorte“ (UHF)/ „Typisches Weide-
Auengebüsch“ (BAT)/ „Tide-Weiden-Auwald“ (WWT)

differenziert.

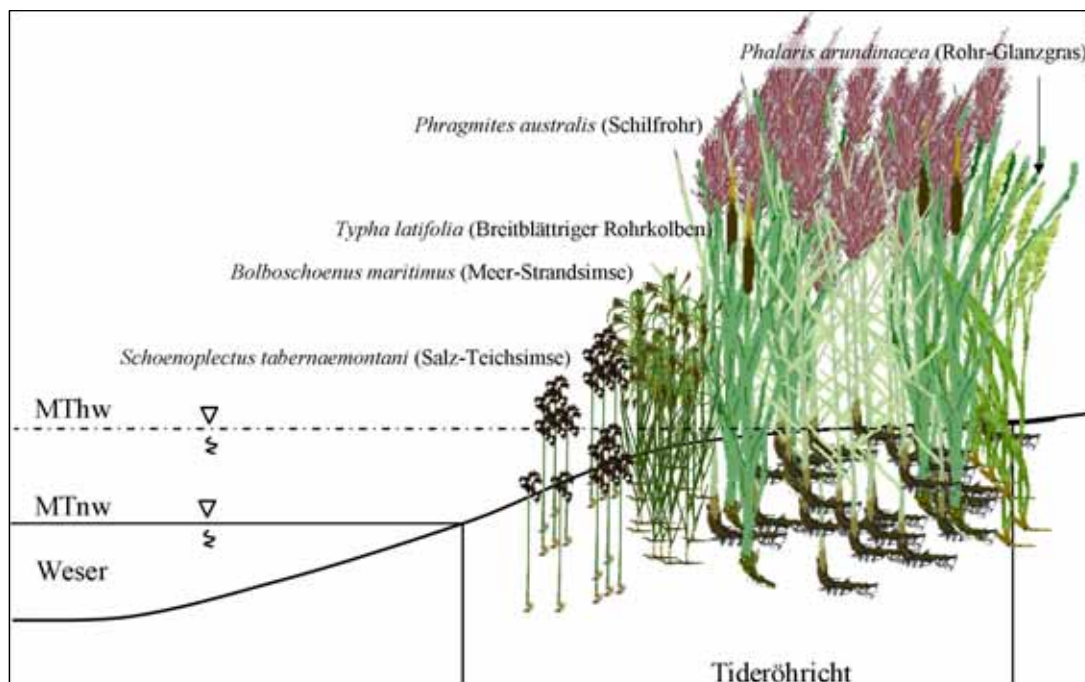


Abb. 1: Vegetationszonierung der Tideaue am Beispiel der Weser

2 Auswahl und Aufbereitung der Modellvariablen

2.1 Anforderungen an die Modelldaten

Die Datengrundlage besteht einerseits aus luftbildgestützten Biotypenkartierungen aus dem Jahr 2002, aus denen die Antwortvariablen hervorgehen (Kapitel 1), andererseits aus verschiedenen Standortfaktoren (Tabelle 1). Sie stellen die Prädiktorvariablen dar.

Die Voraussetzung zum Erstellen eines Habitateignungsmodells nach GUI SAN & ZIMMERMANN (2000) ist das grundlegende Wissen darüber, welche Faktoren den Lebensraum einer Spezies oder Vegetationseinheit beeinflussen können. Dieses Wissen ist zum Teil in Fachliteratur (z. B. KÖTTER 1961, RAABE 1974, HÖRGER 1986, GRO TJAHN 1983) dokumentiert. Weil

die Selektion der Modellvariablen mittels GIS-gestützter, statistischer Analysen erfolgt, wird von den verwendeten Daten gefordert, dass sie flächenhaft vorliegen. Wenn diese Eigenschaft nicht gegeben ist, können die Daten extrapoliert werden oder im GIS selbst erzeugt werden.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die verwendeten Standortfaktoren. Auch indirekte Standortfaktoren wie z. B. „Distanz zur Fahrrinnenmitte“ werden in statistischen Analysen auf die Stärke ihres Einflusses gegenüber den einzelnen Vegetationstypen geprüft. Bodenparameter konnten bei Selektion der Modellvariablen nicht berücksichtigt werden, da sie nicht quantitativ vorliegen. Zum Aufbau eines „Habitat-GIS“ für Vorlandvegetation werden die Standortfaktoren so aufbereitet, dass sie in Form von Rasterdaten deckungsgleich mit den 2x2m-gerasterten Biotoptypeninformationen übereinander liegen, um sie verschneiden zu können. Um den Datensatz problemlos computergestützt zu analysieren, muss die Anzahl der Rasterzellen (ca. 1 Mio.) reduziert werden. Hierzu wird 1 % der ursprünglichen Rasterzellenanzahl nach Zufallsprinzip ausgewählt.

Tabelle 1

Liste der für die Habitateignungsmodelle analysierten Standortfaktoren

Standortfaktor	Eingang in das „Habitat-GIS“ der	Datengrundlage hervorgegangen aus
Höhe zu MThw	Weser Elbe	der Differenz der Geländehöhe zum mittleren Tidehochwasser (10-Jahresmittel)
Höhe zu MTnw	Weser Elbe	der Differenz der Geländehöhe zum mittleren Tideniedrigwasser (10-Jahresmittel)
Höhe zu MNTnw	Weser	der Differenz der Geländehöhe zum mittleren niedrigeren Tideniedrigwasser (10-Jahresmittel)
Höhe zu MHThw	Weser	der Differenz der Geländehöhe zum mittleren höheren Tidehochwasser (10-Jahresmittel)
Höhe zum Frühjahr-MThw	Weser	der Differenz der Geländehöhe zum mittleren Tidehochwasser der Monate April/Mai (10-Jahresmittel)
Distanz zur MThw-Linie	Weser Elbe	im GIS errechneter kürzester Abstand zu - der Grenzlinie zwischen positiver Höhe zu MThw und negativer Höhe zu MThw (Weser) - der eingemessenen MThw-Linie zur Beweissicherung im Jahr 2002 (Elbe)
Distanz zur MTnw-Linie	Weser Elbe	im GIS errechneter kürzester Abstand zu - der Grenzlinie zwischen positiver Höhe zu MTnw und negativer Höhe zu MTnw (Weser) - der MTnw-Linie der aktuellen Fahrrinnenanpassung (Elbe)
Distanz zur Fahrrinnenmitte	Elbe	im GIS errechneter kürzester Abstand zur Fahrrinnenmitte
Strömungsgeschwindigkeiten	Weser/ Elbe	der HN-Modellierung der BAW im Jahr 2002
Überflutungsdauer/ Überflutungshäufigkeit	Weser/ Elbe	der Berechnung eines Teilprogramms von INFORM (Weser)/ der HN-Modellierung der BAW im Jahr 2002 (Elbe)
Stauwasserdauer bei Flutstromkenterung	Elbe	der HN-Modellierung der BAW im Jahr 2002
Geländeneigung	Weser/ Elbe	dem Quotienten Höhe zu MTnw und der Distanz zur MTnw-Linie

2.2 Auswahl der Modellvariablen

Die verschnittenen Datensätze der einzelnen Referenzteilgebiete werden jeweils für Tide-
weser und Tideelbe zu einem Gesamtdatensatz zusammengefügt. Durch multiple, logistische
Regressionsanalysen mit Hilfe des Generalised Linear Models (GLM) werden die Standort-
faktoren mit den höchsten statistischen Erklärungsanteilen für die Habitateignungsmodelle
identifiziert. Für die statistische Analyse der Tideelbe-Daten werden zusätzlich CART-Ver-
fahren (Classification and Regression Trees) angewendet und die Spearman-Korrelationen
zwischen Biotoptypen und den Standortfaktoren wie auch zwischen den Standortfaktoren
untereinander berechnet.

Als wesentliche Standortfaktoren, die repräsentativ und zumeist als digitaler Datensatz ver-
fügbar sind, ergeben sich aus den Analysen zwei relevante, generelle Modellvariablen, mit
denen alle ausgewählten Antwortvariablen vorhergesagt werden können:

Für die Tideweser sind diese „Höhe zu MThw“ und „Distanz zur MThw-Linie“. Für die Ti-
deelbe ergeben die Analysen „Höhe zu MThw“ und „Distanz zur Fahrrinnenmitte“. Da in den
Bereichen der Nebenarme der letztgenannte Parameter jedoch einen geringen Einfluss besitzt,
wird für die Nebenarme der Tideelbe ein eigenes Habitateignungsmodell mit den Modellvari-
ablen „Höhe zu MThw“ und „Distanz zur MThw-Linie“ entwickelt. Die Kombination dieser
Lageparameter spiegelt die für die Tideröhrichte maßgebliche Geländesituation wider. Indi-
rekt fließen in das Modell dadurch auch hydromorphologische Faktoren ein. Die davon be-
troffenen Referenzteilgebiete der Tideelbe werden in Bereiche geteilt, die entweder vom
Hauptgerinne oder vom Nebenarm beeinflusst werden.

3 Modellbildung

3.1 Biotoptypenhäufigkeitsverteilung

Die Rasterzellen der jeweiligen Biotoptypen werden nach der Verschneidung der einzelnen
Referenzteilgebiete eines Flusses aufsummiert und in einer Gesamtdarstellung aller Gebiete
abgebildet. Die relative Anzahl und die Vorkommenswahrscheinlichkeit werden aus der Ge-
samtsumme berechnet (Abb. 2 u. 3). Die Vorkommenswahrscheinlichkeit wird ermittelt,
indem die größte relative Anzahl jedes Biotoptyps gleich hundert gesetzt wird (vgl. HEUNER
2006). Sie wird zur Erstellung der Regeln berechnet. In Abb. 2 ist beispielsweise die Biotop-
typenverteilung am Hauptgerinne der Elbe anhand der Modellvariablen „Höhe zu MThw“ zu
erkennen. Die Biotoptypen lassen sich einschließlich der einzelnen Untereinheiten von
FWR/KRB deutlich abgrenzen. Vom Fluss zum Ufer ergibt sich folgende Abfolge:

FWO/KBO → FWR_i → FWR-/KBR- → FWR_{bm} → FWR/KBR.

Das ökologische Optimum von FWR/KBR liegt im Referenzgebiet knapp oberhalb der
MThw-Linie. Oberhalb der MThw-Linie lassen sich die Biotoptypen UHF, BAT und WWT
nicht gut durch den Parameter „Höhe zu MThw“ differenzieren.

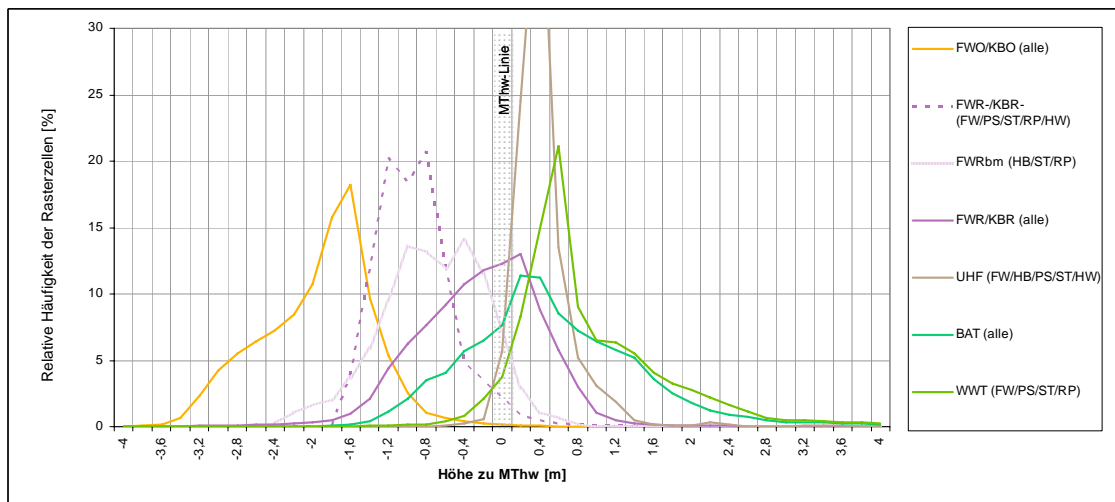


Abb. 2: Verschneidungsergebnisse der Biotoptypen (Hauptgerinne der Elbe) mit der „Höhe zu MThw“ in der Darstellung der relativen Anzahl der Rasterzellen [%]

FWO = Flusswatt ohne Vegetation höherer Pflanzen, FWRi= Flusswatt-Röhricht (Initialstadium), FWRbm = Flusswatt-Röhricht (mit Strandsimse), FWR- = Flusswatt-Röhricht (schlecht ausgeprägt), FWR = Flusswatt-Röhricht, UHF = Halbruderale Gras- und Hochstaudenflur feuchter Strandorte, BAT = Typisches Weiden-Auengebüsch, WWT = Tide-Weiden-Auwald

3.2 Erstellen der Regeltabellen

Die Vorkommenswahrscheinlichkeitskurven der Biotoptypen werden so in Klassen unterteilt, dass möglichst nur ein Biotyp mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit vorkommt (Abb. 3 u. 4). Die Dominanz der Biotoptypen in den einzelnen Klassen der beiden Modellvariablen wird miteinander verglichen, um in die Klassenkombinationen der jeweiligen Regeltabelle die Biotoptypen mit höchster Vorkommenswahrscheinlichkeit einzutragen. Abschließend werden Biotoptypen einzelner Klassenkombinationen in der Regeltabelle den sich abzeichnenden Verteilungsregeln angepasst (Tabellen 2 u. 3).

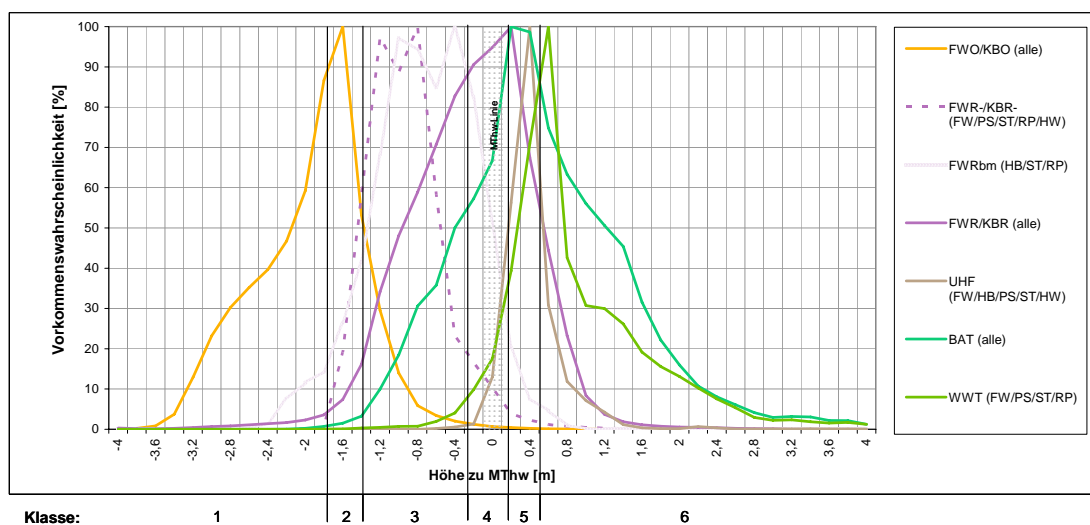


Abb. 3: Einteilung der Biotoptypenhäufigkeitsverteilung entlang der Modellvariable „Höhe zu MThw“ (Hauptgerinne der Elbe) in Klassen, weitere Erläuterung siehe Abb. 2

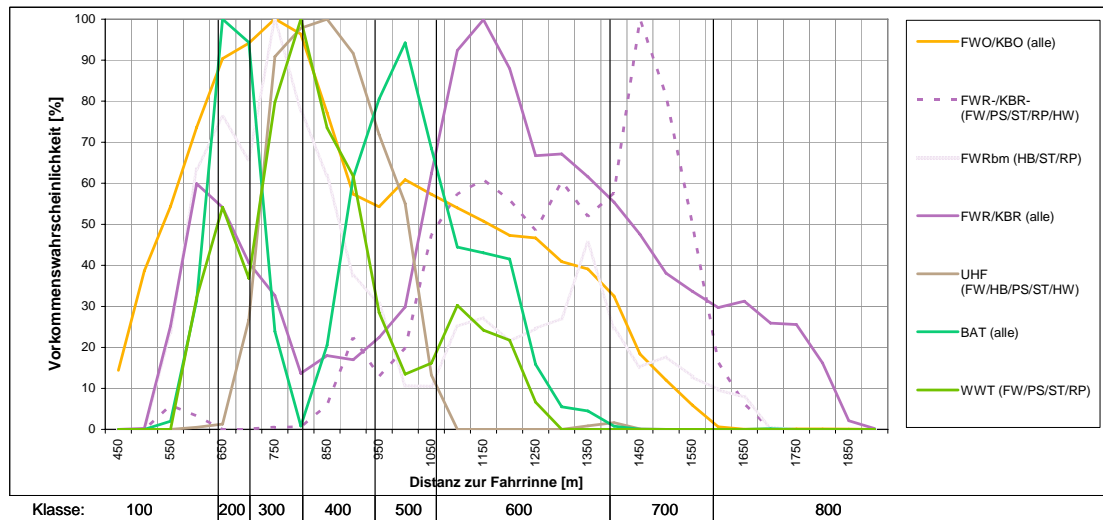


Abb. 4: Einteilung der Biotoptypenhäufigkeitsverteilung entlang der Modellvariable „Distanz zur Fahrrinnenmitte“ (Hauptgerinne der Elbe) in Klassen, weitere Erläuterung siehe Abb. 2

Tabelle 2

Regeltabelle zur Habitatmodellierung der Vorlandvegetation am Hauptgerinne der Elbe, aufgebaut aus den Modellvariablen „Höhe zu MThw“ (HzMThw) und „Distanz zur Fahrrinnenmitte“ (DzTrasse), die Spaltenköpfe und Zeilentitel beruhen auf den Klassenbezeichnungen aus Abb. 3 und Abb. 4, weitere Erläuterungen siehe Abb. 2

→DzTrasse ↓ HzMThw	100	200	300	400	500	600	700	800
6	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT
5	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR
4	BAT/WWT	BAT/WWT	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR
3	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR
2	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR-bm/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR
1	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO

Tabelle 3

Regeltabelle zur Habitatmodellierung der Vorlandvegetation an den Nebenarmen der Elbe, aufgebaut aus den Modellvariablen „Höhe zu MThw“ (HzMThw) und „Distanz zur MThw-Linie“ (DzMThw), die Spaltenköpfe und Zeilentitel beruhen auf den Klassenbezeichnungen aus Abb. 3 und Abb. 4, weitere Erläuterungen siehe Abb. 2

→DzMThw ↓ HzMThw	-100	-200	0	100	200	300
5	FWO/KBO	FWR/KBR	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT
4	FWO/KBO	FWR/KBR	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT	BAT/WWT
3	FWO/KBO	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	BAT/WWT	BAT/WWT
2	FWO/KBO	FWR-bm/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR	FWR/KBR
1	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO	FWO/KBO

4 Modellanwendung

Für die Modellanwendung werden die Regeltabellen nach einer Codierung ins „Habitat-GIS“ eingelesen. Die modellierte Habitateignung der Biotoptypen wird in Karten dargestellt (Abb. 5).

4.1 Habitateignungsmodelle Tideweser

Die Abfolge der Habitateignung für die Röhrichttypen der Referenzteilgebiete bezüglich des Gesamtmodells verhält sich wie folgt:

RmS→RmB→(RmP)→SR→(RmP). Diese Verteilung ist in Abb. 1 wiederzuerkennen. (RmT wird aufgrund fehlender repräsentativer Daten nicht modelliert)

4.2 Habitateignungsmodelle Tideelbe

Häufig bilden die Modelle die typische Verteilung der Biotoptypen landeinwärts ab.

FWO/KBO→(BAT/WWT) →FWR-bm/KBR→FWR/KBR→(FWR-bm/KBR-)
→(UHF)→BAT/WWT

Ist das Ufer mit Deckwerken am Hauptgerinne gesichert, z. B. bei Pagensand, sind aufgrund der höheren Standorte nach der unbewachsenen Wattfläche Weidengebüsche/-wald anzutreffen (FWO/KBO→(BAT/WWT)).

Das in Klammern gesetzte FWR-bm/KBR- (schlecht ausgeprägte Flusswatt-Röhricht bzw. Brackwasser-Röhricht), das am Hauptgerinne beim Fährmannssander Watt, teilweise bei Pagensand und Hollerwettern auftritt, kann ein Anzeichen dafür sein, dass sein Vorkommen landeinwärts durch die „Halbruderale Gras- und Hochstaudenflur feuchter Standorte“ (UHF) und die Biotoptypengruppe „Typisches Weide-Auengebüsch“ (BAT)/ „Tide-Weiden-Auwald“ (WWT) verdrängt wird.

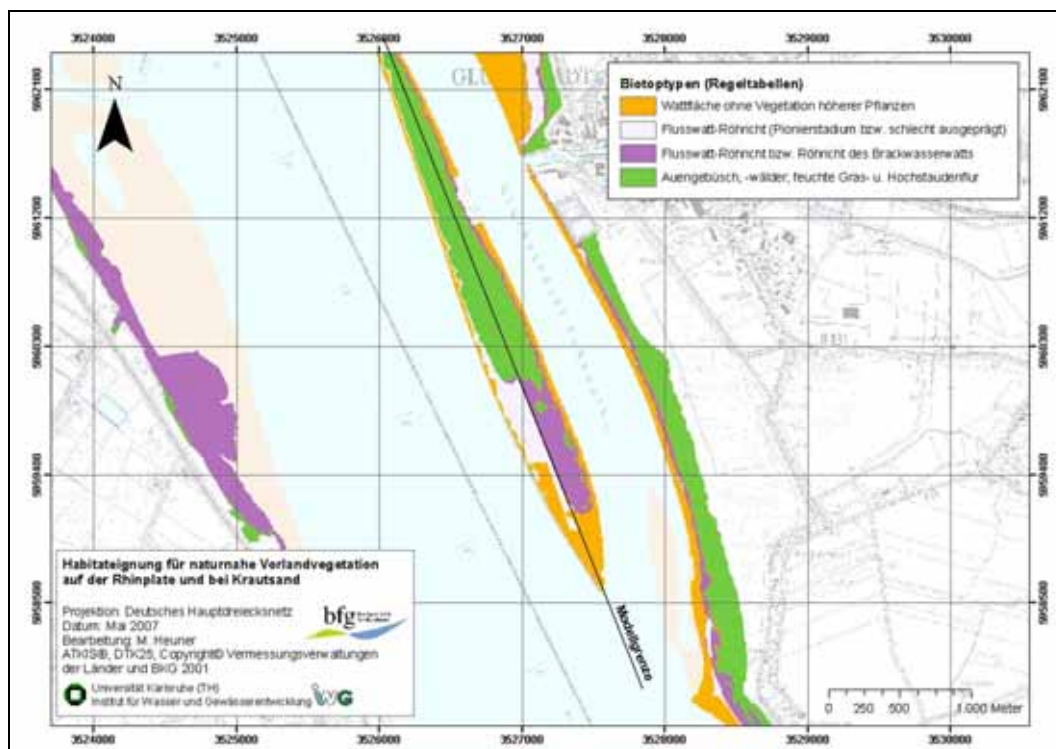


Abb. 5: Modellierte Habitateignung für naturnahe Vorlandvegetation am Hauptgerinne und Nebenarm der Elbe

5 Ergebnisse der Modellvalidierungen

5.1 Modellvalidierung Tideweser

Die Habitateignung von „Schilf-Röhricht (mit Hochstaudenflur)“ kann mit durchschnittlich 80 % Prognosesicherheit modelliert werden. Das zeigt, dass die bivariablen Habitatmodelle ausreichen, um diesen Biotoptyp weitgehend korrekt abzubilden.

Die bivariablen Modelle schaffen es jedoch nicht, die Habitateignung von „Röhricht mit *S. tabernaemontani*“ und „Röhricht mit *B. maritimus*“ gut zu differenzieren. Dieses liegt an ihrem Vorkommen in ähnlicher Höhenlage bezogen auf MThw. Die tatsächliche Unterscheidung der potenziellen Habitate liegt vermutlich in der unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber mechanischer Belastung durch Wellenschlag oder Strömung, Variablen, die nicht in die Modelle eingegangen sind. Der größte Anteil der Habitateignung von „Röhricht mit *S. tabernaemontani*“ und „Röhricht mit *B. maritimus*“ wird im Ist-Zustand (Jahre 2002/2003) als offene Wattflächen ausgewiesen. In der Praxis können jedoch nur die Flächen besiedelt werden, auf denen die mechanische Belastung durch Wellenschlag oder Strömung für beide Röhrichttypen nicht zu hoch ist.

Die Habitateignung besonders von „Röhricht mit *B. maritimus*“, aber auch von „Röhricht mit *S. tabernaemontani*“ entfällt mit bis zu 32 % auf Flächen, die nach den Biotoptypenaufnahmen von den Jahren 2002 und 2003 mit „Schilf-Röhricht (mit Hochstaudenflur)“ bewachsen sind. Dieses Validierungsergebnis kann mit der starken Konkurrenzkraft von *P. australis* erklärt werden. Die das Konkurrenzverhalten beeinflussenden Standortfaktoren wie z. B. Wellenschlag können in den Habitatmodellen wegen fehlender Datengrundlage nicht berücksichtigt werden.

5.2 Modellvalidierungen Tideelbe

Der Biotoptyp „freie Wattfläche ohne Vegetation höherer Pflanzen“ (FWO/KBO) kann mit arithmetischen Mittelwerten von 88 - 96 % sehr gut abgebildet werden, da dieser Biotoptyp bei der Luftbildklassifizierung aufgrund des Nichtbewuchses klar von den anderen Biotoptypen abgegrenzt werden kann.

Die Habitateignung des „schlecht ausgeprägten Flusswatt-Röhrichts/Brackwasser-Röhrichts“ (FWR-/KBR-) und des „Flusswatt-Röhrichts mit Strandsimse“ (FWRbm) kann nur unzureichend abgebildet. Je nach Modell und Methode liegt die Übereinstimmung bei 7 - 17 %. Die modellierten Flächen liegen im Ist-Zustand (Jahr 2002) hauptsächlich als Biotoptypen FWO/KBO oder „Flusswatt-Röhricht/Brackwasser-Röhricht“ (FWR/KBR) vor. Diese Biotoptypengruppe stellt einerseits einen Übergang von FWO/KBO nach FWR/KBR als progressive Sukzession dar, andererseits sind diese Untereinheiten nicht kontinuierlich entlang des Elbeästuars klassifiziert worden. Sie sind stattdessen als FWO/KBO oder FWR/KBR ausgewiesen worden.

Der Biotoptyp FWR/KBR wird überwiegend mit einem Mittelwert von ca. 60 % abgebildet. Die anderen 40 % werden im Ist-Zustand meistens als FWO/KBO, FWR-/KBR- oder FWRbm, selten als BAT oder WWT ausgewiesen.

Der Biotoptyp „Halbruderale Gras- und Hochstaudenflur feuchter Standorte“ (UHF) besitzt in seiner Habitateignung nur am Hauptgerinne bei Pagensand (Hauptvorkommen innerhalb des Referenzraums) eine höhere Übereinstimmung. In anderen Gebieten kann sie 0 % betragen. Sie lässt sich als Ersatzgesellschaft zu BAT/WWT aufgrund ihrer sehr ähnlichen ökologischen Einnischung schlecht gegenüber BAT/WWT modellieren.

Das Validierungsergebnis von BAT/WWT mit Mitteln zwischen 31 und 69 % variiert stark. Die Habitateignungen an den Nebenarmen werden schlechter als die am Hauptgerinne validiert. Gründe hierfür sind noch ungeklärt. Die nicht übereinstimmenden Validierungswerte verteilen sich auf die Ersatzgesellschaft UHF und das sukzessive Vorstadium zu BAT/WWT bildende FWR/KBR.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Tideröhrichte bilden als naturraumtypischer Uferbewuchs der gezeitenbeeinflussten Bundeswasserstraßen ein bedeutendes Kompartiment des Ästuarökosystems. Um modellhafte Prognosen über die Veränderung der Tideröhrichttypen in Folge baulicher Veränderungen treffen zu können, werden Habitateignungsmodelle erstellt. Im Rahmen der Diplomarbeit „Erarbeitung von Habitateignungsmodellen für die Vegetation im gezeitenbeeinflussten Deichvorland mit Schwerpunkt auf Tideröhrichten“ (HEUNER 2006) wurden Habitateignungsmodelle für einzelne Röhrichttypen an der Tideweser entwickelt. Im Zuge ähnlicher Problemstellungen an der Tideelbe wurden Habitateignungsmodelle mit größeren Biotoptypeneinteilungen gebildet. Für die Modellbildung werden die wesentlichen abiotischen Standortfaktoren mit dem höchsten Erklärungsanteil mittels GIS-gestützter, statistischer Analysen (z. B. multiple Regression) herausgefiltert. Die ausgewählten Modellvariablen sind „Höhe zu MThw“ (mittleres Tidehochwasser) und „Distanz zur MThw-Linie“ bzw. „Distanz zur Fahrrinnenmitte“ am Hauptgerinne der Elbe. Die Modellvariablen fließen in regelbasierte Modelle ein, die im GIS anhand der Eingangsdaten auf ihre Modellgüte geprüft werden. Die Validierung Tideweser zeigt, dass „Schilf-Röhricht (mit Hochstaudenflur)“ mit einer Sicherheit von über 80 % abgebildet werden kann. Die Habitateignung von „Röhricht mit *Schoenoplectus tabernaemontani*“ und „Röhricht mit *Bolboschoenus maritimus*“ kann durch die bivariablen Modelle nicht ausreichend differenziert werden.

Die Validierung Tideelbe zeigt folgende Ergebnisse: Der Biotoptyp „freie Wattfläche ohne Vegetation höherer Pflanzen“ (FWO/KBO) kann mit ca. 90 % aufgrund der klaren pflanzlichen Abgrenzung zu sehr gut abgebildet werden. Der Biotoptyp FWR/KBR wird überwiegend mit einem Mittelwert von ca. 60 % wiedergegeben. Die Habitateignung des „schlecht ausgeprägten Flusswatt-Röhrichts/Brackwasser-Röhrichts“ (FWR-/KBR-) und des „Flusswatt-Röhrichts mit Strandsimse“ (FWRbm) kann wegen der nicht kontinuierlichen Kartierung nur unzureichend abgebildet werden. Die Habitateignung der Biotoptypengruppe „Typisches Weiden-Auengebüsch“/ „Tide-Weiden-Auwald“ bzw. der Ersatzgesellschaft „Halbruderale Gras- und Hochstaudenflur feuchter Standorte“ (BAT/WWT, UHF) kann überwiegend zufriedenstellend modelliert werden.

Die bivariablen Habitateignungsmodelle, deren Modellvariablen für alle Biotoptypen generalisiert wurden, bilden die naturnahe Vegetation des Deichvorlandes relativ gut ab. Um die

Modellergebnisse zu verbessern, ist zu untersuchen, ob detaillierte Habitateignungsmodelle mit Modellvariablen, die sich jeweils nur für einen Biotoptyp eignen, bessere Validierungen liefern. Nach Abschluss weiterer Modellentwicklungen und einer praktischen Anwendung ist in naher Zukunft das Ziel, ein effektives Instrument zur räumlichen Darstellung und Beurteilung möglicher Änderungen auf Tideröhrichte infolge veränderter hydrologischer Kenngrößen zur Verfügung zu stellen.

Literatur

- ARGE – Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (1993): Die Unterweser; Bremen/Düsseldorf.
- CLAUS, B., P. NEUMANN u. M. SCHIRMER (1994): 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.
- GROTJAHN, M. (1983): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung; Forsch.-Stelle f. Insel- u. Küstenschutz, Bd. 34, Norderney.
- GUISAN, A./ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology; in: Ecological Modelling 135, S. 147–186.
- HEUNER, M. (2006): Erarbeitung von Habitateignungsmodellen für die Vegetation im gezeitenbeeinflussten Deichvorland mit Schwerpunkt auf Tideröhrichten, BfG-Bericht 1521. Koblenz.
- HÖRGER, S. (1986): Die Außendeichs-Vegetation an der Unterelbe zwischen Freiburg und Cuxhaven-Altenbruch; in: Mittl. z. Natur- und Umweltschutz in Hamburg 2, Naturwacht Hamburg e.V. (Hrsg.), S. 1-116.
- KÖTTER, F. (1961): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe; in: Archiv f. Hydrobiologie, Suppl.-Bd. 26, S. 106-184.
- RAABE, E.-W. (1974): Über die *Scirpus*-Arten unserer Gewässer; in: Kieler Notizen 7 (1995), S. 46-57.



Kontakt:

Dipl.-Geoökol. Maike Heuner
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261-1306-5960
Fax: 0261-1306-5333
E-Mail: heuner@bafg.de

Kurzbiographie

Jahrgang: 1980

1998 - 2005

Mehrmonatige Praktika u. a. bei den Instituten
- Centre for Ecology and Hydrology Dorset, England
- Christchurch Environment Centre, Neuseeland
- Wasserverband Aabach-Talsperre, Bad Wünnenberg

2000 – 2006

Studium der Diplom-Geoökologie an der Technischen
Universität Karlsruhe

2003 – 2004

Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Geographie
und Geoökologie

2006 – 2007

Wissenschaftliche Mitarbeiterin beim Institut für Was-
ser und Gewässerentwicklung

seit 2007

Wissenschaftliche Angestellte der Bundesanstalt für
Gewässerkunde

Projektbearbeitung:

seit 2006: Habitatmodellierung für die Vorlandve-
getation an gezeitenbeeinflussten Bun-
deswasserstraßen

Habitateignungsmodelle für Röhrichte in der Praxis Möglichkeiten und Grenzen

Peter J. Horchler

1 Einleitung

Nach ihrer nunmehr über zwanzigjährigen Entwicklung und sukzessiven Verbesserung v. a. in angelsächsischen Ländern und den Niederlanden, finden Habitateignungsmodelle seit wenigen Jahren auch in der Bundesrepublik Deutschland Anwendung. Diese beschränkt sich jedoch bislang fast ausschließlich auf den wissenschaftlichen und universitären Bereich. Praktikern der Landschafts-, Wasserwirtschafts- und Naturschutzplanung sind ökologische Modellierungen – im Gegensatz zu hydrologischen Modellierungen – weitgehend fremd. Gründe hierfür sind die immer noch sehr geringe Bekanntheit der ökologischen Modellierung sowie eine weitverbreitete Skepsis, auch unter Biologen, man könne Natur nun mal nicht modellieren. Diese Haltung ist durchaus verständlich, spiegelt aber die Unkenntnis wider, was Habitateignungsmodelle zu leisten vermögen und was nicht.

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde entwickelt für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung ein computergestütztes und praxistaugliches Modellsystem mit dem Ziel, die Eignung von Tier- und Pflanzenhabitaten in Flussauen nach anthropogener oder natürlicher Veränderung der hydrologischen/hydraulischen Randbedingungen vorhersagen und bewerten zu können (FUCHS et al. 2003).

Röhrichte spielen in der Landschaftsplanung, aber auch bei Umweltverträglichkeitsprüfungen, eine große Rolle, da sie bei entsprechend typischer und großflächiger Ausprägung nach § 30 BNatSchG als besonders geschützte Biototypen gelten, Bestandteil von FFH-Lebensraumtypen sind und zudem oft Lebensraum für bestimmte zum Teil auch seltene und gefährdete Tierarten sind.

2 Röhrichte und ihr Standort

Zum Verständnis der Habitateignungsmodellierung ist es erforderlich, die zu modellierenden Objekte (hier Gefäßpflanzen) und die sie bestimmenden bzw. beeinflussenden Faktoren möglichst genau zu kennen. Die empirisch belegte Grundannahme (z. B. WALTER 1984, ELLENBERG 1996) ist hierbei, dass Pflanzen eine mehr oder weniger enge Bindung an bestimmte Umweltfaktoren (z. B. Wasser und Boden) aufweisen.

Unter dem Begriff Röhricht werden zumeist schilf- und seggenartige Pflanzenbestände der Wasserwechselzone zusammengefasst. Im typischen Fall, wie z. B. bei Schilfröhricht, dominiert eine Pflanzenart (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) den Bestand. Bei geeigneten

ten Standortbedingungen sind die jeweiligen Röhrichtpflanzen in der Lage, konkurrenzkräftige Bestände aus einer oder wenigen typischen Arten zu bilden. Mit wenigen Ausnahmen (Schilf, Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) und Rohrkolben (*Typha* spp.)) sind diese Bestände jedoch zumeist von räumlich sehr begrenzter Ausdehnung. Bei natürlichen Ufern ist vom offenen Wasser bis zum Auenrand oft eine typische Abfolge (Zonierung) an Röhrichten (und anderen Pflanzengesellschaften) zu beobachten. Hieraus wird ersichtlich, dass der wichtigste Standortfaktor für die Art und Ausprägung der Pflanzengesellschaft das Wasser ist. Die Höhe und Dauer der Überflutung oder Überstauung sowie der Grundwasserflurabstand und seine jährliche Schwankung sind die entsprechenden, messbaren Umweltfaktoren. Die Wirkung des Wassers, z. B. seine Verfügbarkeit für die Pflanzen, wird zudem durch Bodenfaktoren wie die Bodenart (Textur) und den Humusgehalt modifiziert. Weitere wichtige Faktoren sind die mechanische Belastung durch Strömung und Wellenschlag sowie ggf. der Salzgehalt in Boden und Wasser. Ein „Behelfsfaktor“, der bei frei fließenden Flüssen einige wichtige Parameter zu integrieren vermag, ist die Distanz des jeweiligen Wuchsortes zum Ufer. Ufernahe Bereiche sind oft stärker der Strömung und dem Wellenschlag ausgesetzt als uferferne. Die Bodenart ist ufernah oft grobkörniger als am Auenrand. Schwankungen des Wasserstandes werden normalerweise mit zunehmender Entfernung vom Ufer geringer. Als universaler Modellfaktor ist die absolute Distanz zum Ufer jedoch ungeeignet, da sie aufgrund unterschiedlicher geometrischer und morphologischer Verhältnisse nicht von einem Fluss auf einen anderen übertragen werden kann.

3 Habitateignungsmodelle

Ein Modell ist per Definition ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit. Modelle im Bereich der Ökologie versuchen, oft komplexe Zusammenhänge zwischen den funktionalen Gliedern des betrachteten Systems in sehr vereinfachter Form abzubilden. Die Ziele solcher Modellierungen sind neben einer Verbesserung des Systemverständnisses vor allem eine Vorhersage der Reaktion des Systems bei Veränderung seiner Glieder. Habitat- oder Lebensraumeignungsmodelle haben zum Ziel, die Eignung bestimmter Standorte als Lebensraum z. B. für bestimmte Tier- oder Pflanzenarten vorherzusagen. Die Eignung kann hierbei als Absolutwert (geeignet/ungeeignet), als Auftretenswahrscheinlichkeit oder aber als erwartete Individuenzahl, Häufigkeit oder Biomasse angegeben werden. Wie bei anderen Modellen wird angestrebt, eine maximale Vereinfachung bei bestmöglicher Vorhersagegüte zu erreichen. Dies bedeutet, die wichtigsten den Lebensraum bestimmenden Umweltfaktoren müssen identifiziert und in optimaler Weise kombiniert werden. Erschwert wird dieser Prozess dadurch, dass die auszuwählenden Umweltfaktoren nicht oder möglichst gering miteinander korreliert sein dürfen, was vor allem in Flussauen oft nicht gegeben ist. Damit die Modelle praktikabel und räumlich übertragbar sind, müssen Umweltfaktoren ausgewählt werden, die allgemein verfügbar oder einfach und schnell zu erfassen sind. Da außerdem durch die Habitateignungsmodelle fast immer ein räumlichen Bezug hergestellt werden soll, müssen die Modellfaktoren auch als räumliche Information vorliegen oder zumindest, ausgehend von repräsentativen Punktmessungen der Umweltfaktoren, räumlich extrapolierbar sein.

Methodisch stehen mehrere Werkzeuge für die Identifizierung geeigneter Umweltfaktoren und den Aufbau und Betrieb der Modelle zur Verfügung (z. B. DORMANN et al. 2004, RINK 2004).

Die einfachste Art der Auswahl geeigneter Umweltfaktoren ist, dies hypothesengestützt bzw. basierend auf empirischem Wissen zu tun. Die Art und Ausprägung der Vegetation wird beispielsweise fast immer von den Faktorenkomplexen Landnutzung, Wasserhaushalt und Nährstoffversorgung bestimmt (z. B. ELLENBERG 1992). Hieraus gilt es, geeignete und einfach zu bestimmende bzw. zu messende Parameter auszuwählen. Eine mögliche Korrelation der so ausgewählten Faktoren kann leicht statistisch getestet werden.

Ein anderer, objektiver Weg, geeignete Umweltfaktoren zu identifizieren, ist aus einem Satz vorhandener Variablen durch statistische Analysen diejenigen „herauszufiltern“, die die höchsten Erklärungsanteile für das Auftreten bzw. die (numerisch codierte) Art- und Ausprägung der betrachteten Tier- oder Pflanzengesellschaften aufweisen. Oft verwendete Methoden sind Korrelations- und Regressionsanalysen sowie CART-Verfahren (z. B. CRAWLEY 2002, DORMANN & KÜHN 2004).

Für die Umsetzung der Habitateignungsmodelle für Vegetation (z. B. Röhricht) werden oft zwei Wege beschritten,

- > eine auf vereinfachte Regeln gestützte sog. **regelbasierte Modellierung** oder
- > eine auf statistischen Modellgleichungen basierende **numerische Modellierung**.

Der regelbasierten Modellierung liegen zumeist einfache Tabellen zugrunde, in denen die Zusammenhänge zwischen wenigen Umweltfaktoren und unterschiedlichen Vegetationseinheiten durch Wenn/Dann-Regeln dargestellt werden. Diese Art der Modellierung hat den Vorteil, dass die Inhalte der Tabelle z. B. durch einen Fachmann sehr einfach an regionale Besonderheiten (z. B. abweichendes Abflussregime) angepasst werden können. Bei der Übertragung eines Modells z. B. auf ein anderes Flusssystem kann eine derartige Anpassung des Regelwerks sinnvoll sein. Die Wenn/Dann-Regeln werden numerisch codiert und liefern so die Grundlage für die Verknüpfung der Umweltfaktoren und Ergebnisausgabe in einem Geografischen Informationssystem (GIS). Im Falle der numerischen Modellierung erfolgt diese Verknüpfung und Ergebnisausgabe durch Eingabe der ermittelten statistischen Modellgleichungen in das GIS. Die Ausgabe ist hierbei eine Karte z. B. der Wahrscheinlichkeit des Auftretens (%) einer bestimmten Vegetationseinheit. Die Ausgabe der regelbasierten Modelle hingegen liefert eindeutige Angaben. Da dies selten den natürlichen Verhältnissen entspricht, ermöglicht ein sog. „fuzzy coding“ auch fließende Übergänge von einer Vegetationseinheit zu einer anderen zu berücksichtigen (z. B. CHEVENET et al. 1994, FUCHS et al. 2003).

Ein einfacher Weg zur Prüfung der Modellgüte (Validierung) besteht darin, die Trefferquote der Modellergebnisse im Vergleich zum tatsächlich erfassten Zustand zu ermitteln. Hierbei wird sowohl die absolute als auch die flächenhafte (Anteil in ha) Übereinstimmung zwischen modellierter und im Feld erfasster Vegetationseinheit bestimmt. Da sehr selten alle relevanten Umweltfaktoren berücksichtigt werden können und zudem naturbedingte Unsicherheiten (z. B. unterschiedliche Fitness einzelner Pflanzen oder Konkurrenz) auftreten, erreichen Habitateignungsmodelle nie die Vorhersagegenauigkeit, wie sie beispielsweise manche hydraulische Modelle liefern. Während diese „nur“ den Faktor Wasser und seine bekannten physika-

lischen Eigenschaften betrachten, wird mit ökologischen Modellen versucht ein überaus komplexes multidimensionales und multifaktorielles System abzubilden. Übereinstimmungen zwischen Habitateignungsmodellen und der Realität im Bereich von 70 bis 80 % können folglich durchaus als gut betrachtet werden.

Beim Einsatz von Habitateignungsmodellen im Rahmen von Planvorhaben ist zu beachten, dass sie eine Beurteilung des erwarteten Eingriffs durch den ausgewiesenen Fachmann nicht ersetzen, sondern unterstützen. Sie sorgen während der Planung oder bereits vor einer detaillierten Planung für eine Visualisierung und tragen – sofern sie erläutert werden – zu einer verbesserten Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Bewertungsprozesses bei. Jedes Modellierungsergebnis muss durch einen Fachmann mit vertiefter Kenntnis der regionalen ökologischen Verhältnisse und der Artenvorkommen verifiziert werden.

4 Habitateignungsmodelle für Röhrichte – Beispiele und Probleme

Röhrichten und der Abschätzung ihrer Beeinträchtigung/Veränderung durch Baumaßnahmen gilt ein besonderes Augenmerk. Im Rahmen von baubegleitenden Planungen können Habitateignungsmodelle zur Identifizierung und Lokalisierung zu erwartender Beeinträchtigungen sowie zur Quantifizierung von Eingriffen herangezogen werden. Grundlage ist natürlich eine hohe Modellgüte.

Im Rahmen des Pilotprojektes Vynen-Rees am Niederrhein (FUCHS et al. 2003), das als Testgebiet bei der Entwicklung des BfG-Modellsystems INFORM diente, wurde versucht die gesamte Vegetation, die auch Röhrichtbestände enthält, durch eine regelbasierte Modellierung abzubilden. Die Modellregeln wurden aufgrund empirischen Wissens (Literaturstudien) sowie anhand von Felduntersuchungen aufgestellt. Als wichtigste Umweltfaktoren wurden die mittlere jährliche Überflutungsdauer (Tage pro Jahr), die Bodenart (Sand, Schluff/Lehm oder Ton) und, für Grünland, das sog. pflanzenverfügbare Bodenwasser (Wpfl, mm pro Jahr) verwendet und zu pflanzensoziologischen Vegetationseinheiten nach OBERDORFER (1977-1992) in Beziehung gesetzt (Tabelle 1).

Eine Überprüfung der Modellgüte anhand der im Feld kartierten Vegetation ergab eine exakte Übereinstimmung der Vegetationseinheiten von lediglich 30 %. Bei Verwendung von weichen Übergängen zwischen den Vegetationseinheiten („fuzzy coding“), was eher den natürlichen Verhältnissen entspricht, gab es jedoch eine Übereinstimmung von mehr als 70 %. Für die Röhrichte war die Übereinstimmung jedoch sehr gering. Lediglich für die häufigste Röhrichtart im Gebiet, das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.), lieferte das regelbasierte Modell eine Übereinstimmung mit der Realität von ca. 20 %. Für alle anderen Röhrichttypen lag die Übereinstimmung unter 10 %. Der wichtigste Grund für diese geringe Übereinstimmung ist eine Fehlzuordnung der Überflutungsdauer für den Wuchsbereich dieser Röhrichttypen. Sie siedeln größtenteils in einem ehemaligen Altarm des Rheins, der lediglich bei Hochwasser Anschluss an das Hauptgerinne hat. Durch den natürlich abgedichteten (tonigen) Boden des Altarms führt dieser, trotz seiner Höhenlage deutlich über Mittelwasser, fast ganzjährig Wasser.

Tabelle 1

Regeltabelle für potenziell natürliche Vegetation (PNV) in der Flussaue am Niederrhein
(Bereich Vynen-Rees)

Überflutungsdauer (Tage / Jahr)	Sand	Schluff/Lehm	Ton
365	Ohne Vegetation	Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften, Seebinsen-Röhricht	Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften, Wasserlinsendecken, Seebinsen-Röhricht
365 bis 330	Ohne Vegetation	Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften, Seebinsen-Röhricht	Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften, Wasserlinsendecken, Seebinsen-Röhricht
330 bis 200	Ohne Vegetation	Ohne Vegetation, ggf. Kalmus- und Igelkolben-Röhricht	Kalmus- und Igelkolben-Röhricht
200 bis 100	Flussmelden-Gesellschaften	Flussmeldengesellschaften, Pfeilkraut- Igelkolben-Gesellschaft	Pfeilkraut-Igelkolben-Gesellschaft, Wasserschwaden- und Schilf-Röhricht
100 bis 80	Sumpfkressen-Flutrasen, Rohrglanzgrasröhricht	Quecken-Flutrasen, Rohrglanzgrasröhricht (Pfeilkraut-Igelkolben-Gesellschaft)	Pfeilkraut-Igelkolben-Gesellschaft, Wasserschwaden- und Schilf-Röhricht
80 bis 60	Komplex aus Mandelweidengebüsch, Sumpfkressen-Flutrasen,	Komplex aus Mandelweidengebüsch, Quecken-Flutrasen, Rohrglanzgrasröhricht	Komplex aus Mandelweidengebüsch, Röhrichten und Pionierfluren
60 bis 40	Silberweiden-Auwald mit Kratz-Distel (Weichholzauwald)	Silberweiden-Auwald (Weichholzauwald)	Silberweiden-Auwald mit Wasser- Sumpfkresse (Weichholzauwald)
40 bis 20	Eichen-Ulmen-Auwald mit Schwarz-Pappel (Hartholzauwald)	Eichen-Ulmen-Auwald mit Schwarz-Pappel (Hartholzauwald)	Silberweiden-Auwald mit Wasser- Sumpfkresse (Weichholzauwald)
20 bis 5	Eichen-Ulmen-Auwald (Hartholzauwald)	Eichen-Ulmen-Auwald (Hartholzauwald)	Eichen-Ulmen-Auwald typisch und mit Rohrglanzgras (Hartholzauwald)
5 bis 1	Eichen-Ulmen-Auwald mit Berg-Ahorn (Hartholzauwald)	Eichen-Ulmen-Auwald mit Berg-Ahorn (Hartholzauwald)	Eichen-Ulmen-Auwald mit Berg-Ahorn (Hartholzauwald)
<1	Waldgeißblatt-Eichen-Hainbuchen-Wald	Sternmieren-Eichen-Hainbuchen-Wald	Waldziest-Eichen-Hainbuchen-Wald

Eine derartige hydraulische Sondersituation wird durch das verwendete Grundwassermodell (MODFLOW), welches die Angaben zur Überflutungsdauer liefert, nicht korrekt abgebildet. Ein Versuch, lediglich die Bodenfeuchte zur Modellierung heranzuziehen, brachte nur eine geringe Verbesserung der Modellgüte für diese Vegetationseinheiten, da die Berechnung des verwendeten Faktors (Wpfl) ebenfalls von der Grundwassermodellierung abhängt. Die Felderfahrung zeigt außerdem, dass es sich bei den „problematischen“ Röhrichttypen (z. B. Röhrichte mit Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.), Kalmus (*Acorus calamus* L.), Schwanenblume (*Butomus umbellatus* L.), Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia* L.), Gewöhnliche Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla) etc.) um solche handelt, die oft räumlich dicht nebeneinander vorkommen und keine klare Zonierung erkennen lassen. Bei der Besiedlung solcher Standorte spielen vermutlich der Zufallsfaktor (Erstbesiedlung) sowie das in der Umgebung vorhandenen Potenzial an Ausbreitungseinheiten (Samen, Rhizomstücke) eine große Rolle. Eine Modellierung solcher Röhrichttypen allein auf der Grundlage von Umweltfaktoren wird daher nicht gelingen. Die Vorhersage beschränkt sich deshalb auf eine potenzielle Eignung für mehrere dieser Röhrichttypen.

Im Rahmen des Pilotprojekts RIVA (z. B. SCHOLZ et al. 2001, RINK 2003) an der Mittelelbe wurde ebenfalls die Habitateignung u. a. für Röhricht modelliert. Auch hier wurden verschiedene Arten bei denselben (erfassten) Standortbedingungen gefunden. Insgesamt wurden vier standörtliche Röhrichttypen aus je drei bis acht Pflanzengesellschaften unterschieden. Es wurden ausschließlich numerische Habitateignungsmodelle basierend auf zwei statistischen Methoden (kanonische Korrespondenzanalyse (TER BRAAK & PRENTICE 1988) und logistische Regression (z. B. MCCULLAGH & NELDER 1989) (Abb. 1)) erstellt. Für eine Röhrichtart, das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.), wurde eine hohe Übereinstimmung des Modells (logistische Regression) mit der kartierten Vegetation nachgewiesen. 87 % der Flächen mit einer Habitateignung von 60 % oder höher für Rohrglanzgras wiesen in der Vegetationskarte auch ein Vorkommen dieser Art auf. Die Übereinstimmung bei Verwendung eines Gesamtmodells basierend auf der kanonischen Korrespondenzanalyse war etwas geringer. Andere Röhrichtarten wurden nicht explizit modelliert.

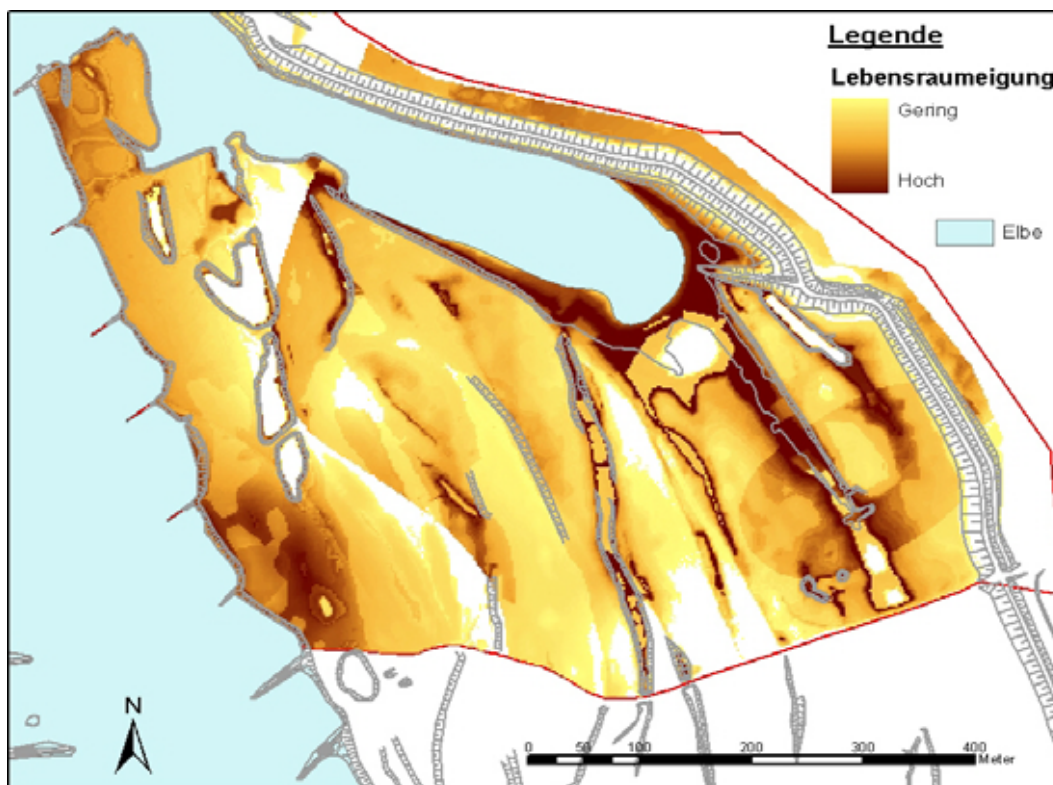


Abb. 1: Karte der Habitat- = Lebensraumeignung für das Vorkommen von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) in einem Uferabschnitt an der Mittel-Elbe

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Anwendung von Habitatauswahlmodellen hat in den letzten Jahren zugenommen, hat jedoch in der Bundesrepublik Deutschland noch wenig Eingang in die Praxis der Landschaftsplanung gefunden. Für die Vegetation im Bereich der Bundeswasserstraßen stehen funktionierende Modelle zur Verfügung. Die gezielte Anwendung dieser Modelle auf Röhrichte, als ökologisch besonders interessante Vegetationseinheiten, zeigt bei der regelbasierten Modellierung bislang noch nicht die gewünschten Ergebnisse. Gründe hierfür sind:

- > die Schwierigkeit, die hydraulischen Bedingungen (Überflutungsdauer und Bodenfeuchte) bestimmter Stillwasserbereiche (→ Wuchsorte bestimmter Röhrichte) zu modellieren,
- > die Tatsache, dass das Vorkommen mancher Röhrichttypen überwiegend durch Zufallsereignisse bzw. das lokale Wiederbesiedlungspotenzial bestimmt wird und
- > die Tatsache, dass die Unterschiede in der Konkurrenzkraft bestimmter Röhrichtarten bislang nicht in den Modellen berücksichtigt wurden.

Damit Habitatauswahlmodelle in die Praxis der Landschaftsplanung Eingang finden, sind weitere Felduntersuchungen an unterschiedlichen Gewässern mit unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen sowie statistische Analysen der Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und der Art- und Ausprägung der Vegetation (oder Fauna) dringend erforderlich.

Der Einsatz von Ergebnissen solcher Modellanwendungen speziell im Rahmen von Planungsvorhaben wird ihre Stärke unter Beweis stellen.

Literatur

- CHEVENET, F., S. DOLÉDEC & D. CHESSEL (1994): A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31:295-309.
- CRAWLEY, M. J. (2002): *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis using S-Plus*. New York, John Wiley & Sons.
- DORMANN, C. F., T. BLASCHKE, A. LAUSCH, B. SCHRÖDER, D. SÖNDGERATH (Hrsg.) (2004): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004.
- DORMANN C. F. & I. KÜHN (2004): *Statistische Analyse biologischer Daten (mit dem freien Programmpaket R)*. Skript. <http://www.ufz.de/data/Dormann2004Statsskript1625.pdf>. Letzter Zugriff: 21.05.2007.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- FUCHS, E., H. GIEBEL, A. HETTRICH, V. HÜSING, S. ROSENZWEIG, H.-J. THEIS (2003): *Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung - Das integrierte Flussauenmodell INFORM*. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-Mitteilung Nr. 25, ISSN 1431-2409.
- MCCULLAGH, P. & J. A. NELDER (1989) *Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall.
- OBERDORFER, E. (1977-1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I-IV*. G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York.
- RINK, M. (2003): *Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformation und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen*. Dissertation. Universität Braunschweig. UFZ-Bericht Nr. 8, Leipzig.
- SCHOLZ, M., S. STAB & K. HENLE (Hrsg.) (2001): *Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt*. - UFZ Bericht 8/2001.
- TER BRAAK, C. J. F. & I. C. PRENTICE (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18, 271-317.
- WALTER, H. (1984): *Vegetation und Klimazonen*. 6. Aufl.. UTB 14 - Stuttgart.



Kontakt:

Dipl.-Biol. Peter J. Horchler
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5936
Fax: 0261/ 1306 5333
E-Mail: horchler@bafg.de

Kurzbiographie

Jahrgang 1960

1983-1991

Studium der Biologie an der Universität Bonn

1992-1996

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde

1996-2000

Freiberuflicher Gutachter

2000-2004

Wissenschaftlicher Angestellter an der Uni Leipzig

seit 2004

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde

Projektbearbeitung:

1992-1996: UVU, Landschaftspflegerische Begleitpläne und Unterhaltungspläne and Bundeswasserstraßen

1994-2000: Entwicklung der ökologischen Grundlagen für das Modellsystem INFORM

2000-2004: Koordination eines wissenschaftlichen Verbundprojekts zur Waldökosystemforschung

seit 2004: Weiterentwicklung ökologischer Modelle im Rahmen des EU-INTERREG IIB Projektes „nature-oriented flood damage prevention“

Zum Einfluss des Wellenschlags auf Röhricht an der Unteren Havel-Wasserstraße

Andreas Sundermeier, Uwe Schröder & Bernd Wolters

1 Einleitung

Entlang der Unteren Havel-Wasserstraße (UHW) prägen Röhrichte viele Uferabschnitte. Der durch Wind, Wassersportler und die Berufsschifffahrt verursachte Wellenschlag beeinflusst die Ufervegetation entscheidend mit. Zur Quantifizierung dieses Einflusses gibt es bisher nur wenige abgesicherte Erkenntnisse.

Das Wasserstraßen-Neubauamt (WNA) Berlin beauftragte daher im Jahr 2004 die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) in Karlsruhe und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Koblenz mit Untersuchungen zum Einfluss des Wellenschlags auf Fauna und Vegetation. Wellenmessungen und –berechnungen werden von der BAW durchgeführt, Makrozoobenthos, Avifauna und Vegetation von der BfG untersucht. Die vegetationskundlichen Geländearbeiten werden von Bernd Wolters, Büro Bischoff & Partner, Stromberg, durchgeführt. Fernerkundung und Kartographie bearbeitet die EDC Information KG Bad Hönningen.

Im Folgenden wird über erste vegetationskundliche Ergebnisse berichtet. Die Untersuchungen werden im Planfeststellungsverfahren zum geplanten Ausbau der UHW benötigt, sind aber auch für ähnliche Abschnitte an Bundeswasserstraßen von Interesse.

Als Zielsetzungen werden verfolgt:

- > Quantifizierung des Zusammenhangs Wellenbelastung-Ufervegetation,
- > langjährige Beobachtung der Dynamik der Ufervegetation unter bestehender Wellenbelastung und nach dem Ausbau,
- > Übertragbarkeit der Verhältnisse an der UHW auf andere Wasserstraßen.

2 Untersuchungsgebiet

Die Flusshavel ist ein Abschnitt der Unteren Havel-Wasserstraße zwischen Brandenburg und Ketzin. Mäander mit zahlreichen Altarmen und seenartigen Aufweitungen wie dem Trebelsee kennzeichnen diese Flusslandschaft. Zur Erleichterung der Schifffahrt existieren zahlreiche Durchstiche (Abb. 1).

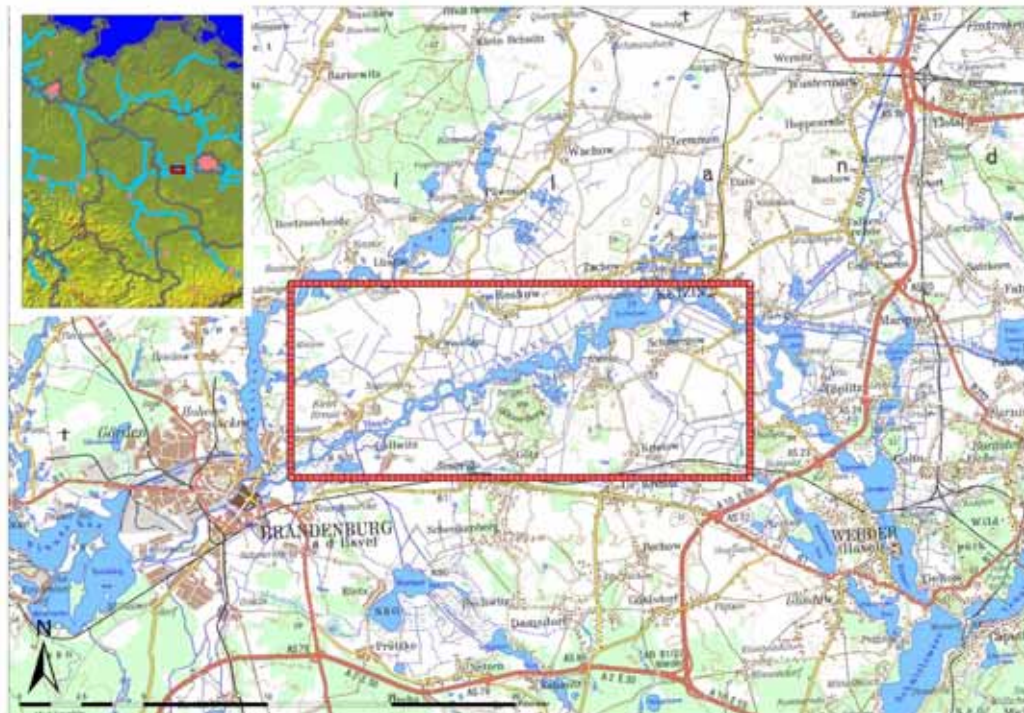


Abb. 1: Die Flusshavel zwischen Brandenburg und Ketzin südwestlich von Berlin

Die Flusshavel ist staugeregelt mit einem Wehr in Brandenburg, daher ist die Strömungsgeschwindigkeit sehr gering. Neben der Nutzung durch die Berufsschifffahrt wird der betrachtete Gewässerabschnitt von Wassersportlern frequentiert.

Naturnahe Ufer mit geringer Wellenbelastung sind durch artenreiche feuchte Hochstaudenfluren gekennzeichnet. Diese werden am Hauptgerinne und an breiten Nebengerinnen durch semiterrestrische Schilf- und Rohrkolbenröhrichte sowie Weidengebüsch abgelöst. Abschnittsweise reichen auch Auengehölze bis ans Wasser. Allen Vegetationseinheiten können Wasserpflanzenbestände vorgelagert sein. An den Ufern der Durchstiche sind ruderales Rohrglanzgras-Röhricht und Hochstaudenfluren häufig (Abb. 2).



Abb. 2: Schilfbestandene naturnahe Ufer in einer Aufweitung der Flusshavel (links) und ruderales Rohrglanzgras-Röhricht auf Ufersicherung in einem Durchstich (rechts)

3 Methodik

Um die Dynamik der Vegetation in ihrer Reaktion auf den Wellenschlag beurteilen zu können, soll die Zeitreihe vom Jahr 2004 bis zum Jahr 2013 betrachtet werden. Untersucht werden die vom Wellenschlag der Berufsschiffahrt betroffenen Ufer von den fahrrinnennahen Bereichen bis etwa 300 bis 500 m von der Fahrrinne entfernt. Am Nordufer des Trebelsees werden Ufer bis 1000 m Entfernung in die Untersuchung einbezogen.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen erfolgen auf drei Detaillierungsebenen: als durchgängige Kartierung im Maßstab 1:10.000, als Kartierung ausgewählter Uferabschnitte im Maßstab 1:5.000 und über die Untersuchung von Dauerflächen.

Im Jahr 2004 wurde die erste durchgängige pflanzensoziologische Kartierung der Uferböschung im Maßstab 1:10.000 durchgeführt. Die Vegetationseinheiten wurden mit repräsentativen Vegetationsaufnahmen nach der Methodik von Braun-Blanquet (DIERSCHKE 1994) belegt. Schwer kartographisch zu trennende Einheiten wurden als Vegetationskomplexe erfasst und mit repräsentativen sigmasoziologischen Belegaufnahmen charakterisiert (SCHWABE 1991). Die durchgängige Kartierung soll im Jahr 2008 vor dem Ausbau der Flusshavel wiederholt werden und danach noch zweimal nach dem Ausbau.

In sechs ausgesuchten Uferabschnitten (U1-U6) werden seit 2004 jährlich die oben geschilderten Arbeiten im Maßstab 1:5.000 durchgeführt. Die Abschnitte sind reich an Schilf-Röhricht (Abb. 3) und verlaufen jeweils von fahrrinnennahen zu –fernen Bereichen, so dass ein Wellenschlagsgradient abgebildet wird.

Die Kartierung erfolgt vom Wasser aus. Um die komplexen Vegetationsverhältnisse darstellen zu können, wird die Uferböschung in maximal vier Zonen geteilt: Wasser – Wasserwechselbereich – mittlere – obere Uferböschung.

Weiterhin wurden 15 je 20 m² große Dauerbeobachtungsflächen eingemessen, die wasserseits durch aquatisches Schilf-Röhricht besiedelt werden (Abb. 3). Die Entfernung der Flächen zur Fahrrinne variiert zwischen 20 und 250 m, so dass sich ein Belastungsgradient bezüglich des Wellenschlags ergibt. Es erfolgt jährlich eine Vegetationsaufnahme nach LONDO (1976), als Vitalitätsparameter werden Halmstärken und Wuchshöhen des Schilfs gemessen. Die Grenze des Schilfs zum offenen Wasser wird mit DGPS eingemessen.

Die Geländearbeiten erfolgen im Spätsommer des jeweiligen Untersuchungsjahres. Sie werden in jährlichen Berichten dokumentiert (BISCHOFF & PARTNER 2005a, b, 2007).

Für die Auswertung wurden Daten zu Wind- und Schiffswellen der Berufsschiffahrt (BAW 2006), Daten zur Ufersicherung und aus der Vegetationskartierung im GIS verschnitten.

Die Berechnung der Schiffswellen basiert auf einer Verkehrsbeobachtung an 150 Schiffen vor der Öffnung des Wasserstraßenkreuzes Magdeburg. Als Berechnungsgrundlage wurde die Welle der zehn größten Schiffe herangezogen und angenommen, dass das Schiff 90 % der

kritischen Geschwindigkeit in Fahrrinnenmitte fährt. Die so berechneten Werte entsprechen damit Belastungen, wie sie 1-2 Jahrzehnte vor Öffnung des Wasserstraßenkreuzes geherrscht haben. Es handelt sich, da nur die größten Schiffe in die Berechnung eingingen, um eine relativ hohe Belastung, nicht aber um kurzfristig erreichte Spitzenwerte.



Abb. 3: Röhricht und Ufergehölze als Teil der Untersuchungsfläche U3 (links) und Blick auf Röhricht in Dauerbeobachtungsfläche 2 (rechts)

Die Daten zu den schiffsbedingten Wellen sind so berechnet, dass sich für beide Ufer eine Punktreihe mit einem 100 m Abstand ergibt. Diese Werte und die Entfernung des Berechnungspunktes zur Fahrrinnenachse wurden in eine Geo-Database übertragen. Dann wurden die entlang der Böschung in unterschiedlicher Lage zum Mittelwasser kartierten Vegetationseinheiten und die Deckwerksinformation auf eine gemeinsame Uferlinie übertragen. Die auf der Uferlinie zusammengefassten Informationen mussten zur Korrelation mit den Wellenhöhen in Punktdaten aufgelöst werden. Diesem Punktdatensatz wurden die Informationen zu Wind- und Schiffswellen über eine räumliche Funktion zugeordnet.

Entlang der untersuchten Ufer verteilen sich so 6778 einzelne Punkte mit den Informationen

- > Vegetationseinheiten (nach Lage auf der Uferböschung differenziert),
- > Deckwerk, Art des Deckwerks,
- > Entfernung zur Fahrrinnenachse,
- > Wellenhöhe, Entfernung zum nächsten Messpunkt Schiffs- / Windwellen.

Die aufbereiteten Datensätze wurden mittels des Geostatistical-Analyst in ArcGIS sowie in MS-Excel weiter analysiert.

4 Erste Ergebnisse

Im Folgenden werden erste Ergebnisse der flächendeckenden Kartierung des Jahres 2004 präsentiert. Abb. 4 zeigt die Verteilung einiger Vegetationseinheiten der Wasserwechselzone und die dort berechneten Schiffswellenhöhen der Berufsschiffahrt, Tabelle 1 ausgewählte statistische Kenngrößen. Deutlich ist die Anordnung der Vegetationseinheiten nach der Belastungssituation zu erkennen.

Rohrkolben-Schilfkomplexe treten als empfindlichste Vegetationseinheit nur bei mittleren Schiffswellenhöhen um 7 cm mit Standardabweichung um 4 cm auf. Das aquatische Schilf-Röhricht und das Röhricht mit Schmalblättrigem Rohrkolben ist etwas toleranter, die Röhrichte finden sich bei mittleren Wellenhöhen von etwas über 10 cm mit einer Standardabweichung bis zu 9 cm. Schilf-Röhricht kommt, wenn auch nicht sehr häufig, noch in Bereichen mit maximalen Schiffswellenhöhen von fast 50 cm vor (Tabelle 1).

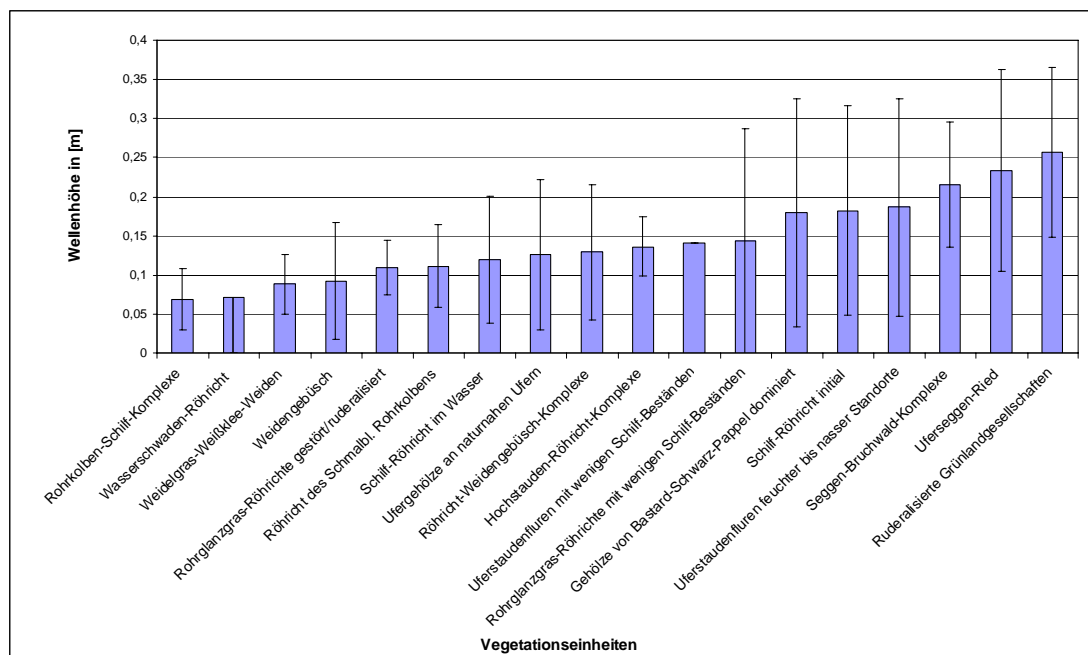


Abb. 4: Vorkommen verschiedener Vegetationseinheiten der Wasserwechselzone entlang des Gradienten der Schiffswellenbelastung (statistisches Mittel mit Darstellung der Standardabweichung).

Tabelle 1

Statistische Parameter einiger ins Wasser vordringender Röhrichttypen. Angegeben ist die Anzahl kartierter Punkte und Minimum, Median und Maximum der berechneten Schiffswellenhöhe in Meter.

Vegetationseinheit	Anzahl	Minimum	Median	Maximum
Rohrkolben-Schilf-Komplexe	94	0,04	0,06	0,39
Röhricht des Schmalblättrigen Rohrkolben	17	0,05	0,10	0,22
Schilf-Röhricht im Wasser	658	0,04	0,09	0,48

Naturschutzfachlich wichtige Röhrichteinheiten besiedeln ab einer Schiffswellenhöhe von 20 cm deutlich weniger Standorte. Dies liegt allerdings nicht allein am Wellenschlag, sondern auch daran, dass stärker wellenexponierte Ufer mit Deckwerken gesichert sind und dem Röhricht dort schlechtere Lebensmöglichkeiten geboten werden. Das Gros der Deckwerke ist in Bereichen gebaut, die im Mittel über 30 cm hohem Wellenschlag durch die Berufsschiffahrt ausgesetzt sind. Teilweise sind aber auch weniger stark beanspruchte Ufer mit Deckwerken gesichert. Das Röhricht erreicht also an vielen Stellen des Untersuchungsgebietes vermutlich gar nicht die durch Wellenschlag verursachte Belastungsgrenze, da diese Standorte bereits seit langer Zeit durch Deckwerke gesichert sind.

5 Zusammenfassung und Ausblick

An der Flusshavel von Brandenburg bis Ketzin südwestlich von Berlin wird der Einfluss von Windwellen und des Wellenschlags der Berufsschifffahrt auf naturnahe, naturschutzfachlich wertvolle Ufer in einem zehnjährigen Monitoringprojekt untersucht.

Erste Ergebnisse zeigen, dass aquatisches Schilf- und Rohrkolben-Röhricht im Wesentlichen Standorte besiedeln, deren Wellenbelastung kleiner 20 cm Wellenhöhe ist. Vereinzelt findet sich das Röhricht aber auch an stärker belasteten Standorten. Solche Standorte sind in der Regel durch Deckwerke gesichert, die dem Röhricht ungünstige Standortbedingungen bieten.

Im Zuge der weiteren Untersuchungen soll das Monitoring bis einige Jahre nach Vollendung des geplanten Ausbaus der Flusshavel fortgesetzt werden. Im Jahr 2008 werden erstmals Untersuchungen zum Verhalten einzelner Arten entlang von Belastungsgradienten durchgeführt.

Die Frage, wie viel Wellenbelastung ein naturnahes Röhrichtufer an der Flusshavel toleriert, ist aus vegetationskundlicher Sicht noch nicht abschließend beantwortet. Hier sollen in den nächsten Jahren verstärkt Beobachtungen an stark exponierten, naturnahen Standorten durchgeführt werden.

Literatur

BAW - Bundesanstalt für Wasserbau (2006): Ausbau der Unteren Havel – Wasserstraße (UHW–km 32,61 – 54,25) – schiffs- und windbedingte Wellenhöhen. BAW-Nr. 3.04.06303.01, Karlsruhe.

BISCHOFF & PARTNER (2005 a): Einfluss von Wellenschlag auf die Ufervegetation an der Unteren Havel-Wasserstraße (km 32,61 bis km 54,25) unter besonderer Berücksichtigung der Schilf-Röhrichte. Heft 1: Pflanzensoziologische Kartierung 2004, 28 S., Heft 2: Dauerbeobachtungsflächen, 25 S., unveröffentl. Bericht i. A. der BfG Koblenz.

BISCHOFF & PARTNER (2005 b): Einfluss von Wellenschlag..... Untersuchungsergebnisse 2005. 43 S., unveröffentl. Bericht i. A. der BfG Koblenz.

BISCHOFF & PARTNER (2007): Einfluss von Wellenschlag..... Untersuchungsergebnisse 2006. 38 S., unveröffentl. Bericht i. A. der BfG Koblenz.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart, 683 S.

LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.

SCHWABE, A. (1991): A method for the analysis of temporal changes in vegetation pattern at the landscape level. *Vegetatio* 95: 1-19.



Kontakt:

Dr. Andreas Sundermeier
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
Tel.: 0261 / 1306 - 5151
Fax: 0261 / 1306 - 5152
E-Mail: sundermeier@bafg.de

Kurzbiographie

1985 – 1992

Studium der Geoökologie, Schwerpunkt Biogeographie, Universität Bayreuth. Arbeiten zur Soziologie mediterraner Ackerwildkrautfluren, sigmasoziologische Kartierungen in Spanien und Marokko

1991-1996

Freiberuflicher Vegetationskundler in vier Planungsbüros. Beiträge zu UVU, Landschafts- und Ortsplanung, Stadtbiotopkartierung Leipzig

1992 – 1996

Wissenschaftlicher Mitarbeiter Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Arbeiten zur Phänologie und Struktur der Trockenvegetation bei Halle

1995-1996, 1998

Betreuung botanischer Exkursionen und Studienreisen im Mittelmeerraum

1997

Freiberuflicher Mitarbeiter Inst. für Umweltstudien, Heidelberg. Wasserstufenkartierung Untere Saale

1998-2001

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bereich Vegetationskunde

1999

Promotion bei Prof. Mahn zur Vegetationsdichte von Xerothermrassen, MLU Halle-Wittenberg

2001-2003

Angestellter der Spang.Fischer.Natzschka Partnerschaft, Walldorf. Projektakquisition, Vegetationskunde, Gewässerunterhaltung, Datenbanken

seit 2003

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bereich Vegetationskunde

2007

Lehrbeauftragter Universität Koblenz-Landau

Projektbearbeitung:

Schutzgut Pflanzen in der Eingriffsregelung, Einfluss der Schifffahrt auf Vegetation, technisch-biologische Ufersicherungen, Konzeption und Durchführung vegetationskundlicher Studien, Betreuung externer Gutachter

Röhrichtansiedlung und Röhrichtentwicklung an Berliner Wasserstraßen

Katrin Heinze, Manfred Krauß

1 Einleitung

Berlin verfügt wie kaum eine andere Großstadt über einen Reichtum an Seen und Fließgewässern. Diese prägen auch das Landschaftsbild der Berlin-Potsdamer Kulturlandschaft. Die Röhrichte der Spree- und Havelgewässer werden überwiegend vom Schilf (*Phragmites australis*) und zu einem geringen Teil auch vom Schmalblättrigen Rohrkolben (*Typha angustifolia*) gebildet und erreichen eine Wassertiefe von bis zu 1,5 Meter.

Schilfröhrichte haben eine große Bedeutung als Lebensraum für sehr viele, darunter auch seltene und gefährdete Arten. Eine ausführliche Darstellung findet man bei OSTENDORP (1993) sowie BARTHELMES (1978a + b). Röhrichte stellen ein heute in weiten Teilen Mitteleuropas gefährdetes Biotop dar, das als Lebensraum für viele Wasservögel, Fische, Insekten, Wasserschnecken, Muscheln und weitere Artengruppen von existenzieller Bedeutung ist. Auf den ersten Blick erweckt ein geschlossener Schilf-Bestand zwar einen strukturell eintönigen Eindruck, doch hat dieser Lebensraum eine hohe Produktivität und beherbergt eine große Anzahl speziell angepasster Arten. Aufgrund der Vielzahl der dort lebenden Arten haben sich komplizierte Nahrungsnetze entwickelt, die gegenüber Störungen sehr empfindlich sind.

Röhrichte weisen nach OSTENDORP (1993) und BERNDT (1995) gegenüber dem freien Wasser völlig andere mikroklimatische Bedingungen auf. Aufgrund seiner vielfältigen Strukturen zwischen Wasser und Land ist es Lebensraum für zahlreiche Insektenarten, Schnecken und Arten des Makrozoobenthos, die zugleich wieder Nahrung für Vögel, Amphibien und Fische sind. Für diese Arten und die semiaquatischen Säuger sind geschlossene Röhrichtgürtel Schutz und Rückzugsraum, da die offene Wasserfläche für Fressfeinde gut zu überschauen ist.

Das Röhricht leistet darüber hinaus einen wichtigen Beitrag zur Selbstreinigung der Gewässer und ist ein natürlicher Erosionsschutz der Ufer (BARTHELMES 1978a+b, OSTENDORP 1993; RODEWALD-RUDESCU 1974; RIPL 1995). Mit dem Verlust der Röhrichtbestände gehen diese Gratisleistungen verloren, und es wird ein kostspieliger technischer Uferschutz erforderlich.

An den Berliner Gewässern waren bis in die 1960er-Jahre die Ufer von ausgedehnten Schilfröhrichten gesäumt. Dann setzte ein rasanter Rückgang ein und es kam zu einer starken Ero-

sion und Verödung der Ufer. Dies hatte erhebliche negative Auswirkungen auf die Biozönose und das Landschaftsbild (SUKOPP 1963, 1968; SUKOPP et al. 1975; SUKOPP & MARKSTEIN 1978, 1981, 1983, 1998; BLUME et al. 1976 ; KRAUB et al. 2003; MARKSTEIN 1991).



Abb. 1: Intakter Röhrichtbestand an der Unterhavel am Großen Tiefehorn (Foto M. Krauß).

Die alarmierenden Ergebnisse über den fortschreitenden Röhrichtrückgang führten bereits in den 1970er-Jahren zu ersten Gegenmaßnahmen. Bereits 1969 wurde in Berlin ein Röhrichtschutzgesetz erlassen (MELSHEIMER 1976). Seit etwa 1974 wurden Einzelmaßnahmen und Wiedeanpflanzungsversuche durchgeführt (SEIDEL 1976). Dadurch konnte der Rückgang jedoch nicht aufgehalten werden. Dieser Umstand führte schließlich in den 1980er-Jahren nach einem Beschluss des Abgeordnetenhauses zum Berliner Röhrichtschutzprogramm. Inzwischen gehören die Röhrichte in Berlin zu den besonders geschützten Biotopen nach § 26c-f des Berliner Naturschutzgesetzes. Daraus resultiert, dass alle noch vorhandenen natürlichen Ufer und Röhrichtbestände zu schützen und zu erhalten sind.

2 Ursachen des Röhrichtrückgangs

Die Ursachen des Röhrichtrückgangs an den Berliner Gewässern waren Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen der Berliner Universitäten und diverser Gutachten. Nachfolgend werden in der Tabelle 1 die wichtigsten Rückgangsursachen und der Wirkungsmechanismus, sowie der Ablauf des Rückgangs dargestellt. Die Reihenfolge der Faktoren bedeutet allerdings keine Rangfolge. Eine solche aufzustellen ist äußerst schwierig,

- > da einzelne Faktoren trotz Untersuchungsdaten nur schwer quantifizierbar sind, so z. B. die Anzahl, Richtung und Stärke der Wellen, oder für viele Faktoren nur Beobachtungen vorliegen, die keine Quantifizierung des Einflusses ermöglichen
- > gegenseitige Überlagerungen stattfinden, da unterschiedliche Faktoren gleiche Effekte hervorrufen können, einige Faktoren nur episodisch auftreten, dann aber katastrophale Auswirkungen haben können, z. B. starker Eisgang oder ein starker Sturm zum Zeitpunkt der stärksten Fadenalgenentwicklung
- > der historische Ablauf berücksichtigt werden muss. So wurde z. B. der Wellenschlag durch Schiffe erst voll wirksam, nachdem Fadenalgen auftraten. Einige Faktoren wirkten in der Vergangenheit viel stärker als heute, so z. B. der Vertritt durch Badende.

Tabelle 1

Zusammenstellung der für den Röhrichrückgang in Berlin wichtigsten und maßgeblichen Faktoren (aus KRAUß et al. 2003)

Faktoren	Auswirkungen
Eutrophierung	Durch hohe Nährstoffzufuhr verstärkter Halmwuchs und Schwächung des Halmfestigungsgewebes, dauerhafte Wirkung nur im Zusammenwirken mit weiteren Faktoren
Natürliche mechanische Belastung durch Wind-Wellen und Eisdrift	Besonders windexponierte Ufer betroffen, Stürme über 6 Beaufort gibt es allerdings nur an wenigen Tagen im Jahr. Zurückverlegung der seeseitigen Bestandsgrenze wird unter natürlichen Bedingungen durch Vorwachsen wieder kompensiert, unter den gegenwärtigen Bedingungen können die Schädigungen aber irreversibel sein
Anthropogene mechanische Belastung durch Schiffswellen und Eisplattenbewegung	Auswirkungen überwiegend im Bereich des Hauptfahrwassers, der Wellenschlag erfolgt ganzjährig, die Grundwellen spülen Rhizome frei und erodieren die Ufer
Fadenalgen	Bildung der Algenwatten erfolgt vorwiegend in eutrophierten Flachwasserzonen, durch Wellenschlag bewegte Algen drücken die Schilfhalme unter Wasser, katastrophale Wirkung zusammen mit Sturm- oder Schiffswellen
Beweidung und Verbiss durch Bismam, Blässhuhn, neuerdings auch Kanadagans und Nutria	Fraß findet vor allem an Bestandsrändern, Schneisen und Bulten statt und kann dort zu großen Halmverlusten führen, verhindert die Wiederausbreitung von Beständen
Durch Erholungsnutzung verursachte Schneisen und Trampelpfade sowie großflächiger Vertritt	Badende und Boote verursachen Schneisen im Bestand an denen die Erosion angreifen kann. Verstärkung der Wirkung, wenn Schiffswellen, Fadenalgen Verbiss und Grundwasserabsenkungen dazu kommen. Dauerhafte Veränderungen nur im Zusammenwirken mit anderen Faktoren
Grundwasserabsenkung/ Infiltration von Seewasser in den Litoralboden	Vermutete chemische Prozesse im Litoral schädigen die Rhizome, landseitige Austrocknung in der Umgebung der Brunngalerien führt dort zum Bestandsrückgang und zur großflächigen Schädigung der ursprünglichen Ufervegetation
Stauregulierung/Einschränkung der natürlichen Wasserstandsdynamik	Dadurch werden die Lebensbedingungen für Röhrichte langfristig nachhaltig verschlechtert, Kliffbildung, Förderung der Gehölzkonkurrenz durch Einengung der Land-Wasser-Übergangszone, keine Ausbreitung von Land aus mehr möglich

Die Hauptursache dürfte aber in der erheblichen Nutzung der Gewässer durch Motorboote, Berufsschifffahrt, Uferverbau, Bootsstege und Badebetrieb (KRAUB et al. 2003, KRAUB & VON LÜHRTE 2007) liegen. Massive Beeinträchtigungen durch Bootswellen führen zur mechanischen Zerstörung der Röhrichtpflanzen und zum Abtrag der flachen Sandufer (Erosion) (BLUME et al. 1976, BOUTER 1991, KRAUB 1992, KRAUB et al. 2003).

Eine weitere Ursache ist die Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) in den Gewässern durch die Wasserverschmutzung, die zu einer massenhaften Algenbildung führte, welche das Röhricht durch in Zusammenwirken mit dem Wellenschlag induzierte mechanische Belastung und giftige Abbauprodukte zusätzlich beeinträchtigt (BLUME et al. 1979, BORNKAMM et al. 1980, BORNKAMM & RAGHI-ATRI 1986).

Auch die hydrologischen Verhältnisse, die durch die Stauhaltung von Spree und Havel verändert wurden, wirken sich negativ auf die Röhrichtbestände aus. Hinzu kommt die immer mehr abnehmende Wasserstandsdynamik durch ausbleibende Hochwassersituationen an Spree und Havel.

Dem Fraßdruck der tierischen Konsumenten können die bereits beeinträchtigten Röhrichte häufig nicht mehr standhalten und werden zusätzlich weiter geschwächt (BARTHELMES 1991; KRAUB 1979, 1990, 1993; KRAUB et al 2002, 2003).

Die negativen Auswirkungen der Förderung von Uferfiltrat auf das Röhricht untersuchten RIPL et al. (1986, 1991) und WÖBBECKE (1993).

3 Röhrichtschutzprogramm

Der dramatische Röhrichtrückgang war Anlass dafür, dass das Abgeordnetenhaus 1986 Sofortmaßnahmen zum Schutz und Erhalt der Röhrichte im Rahmen eines Röhrichtschutzprogramms beschloss. Ziel war es

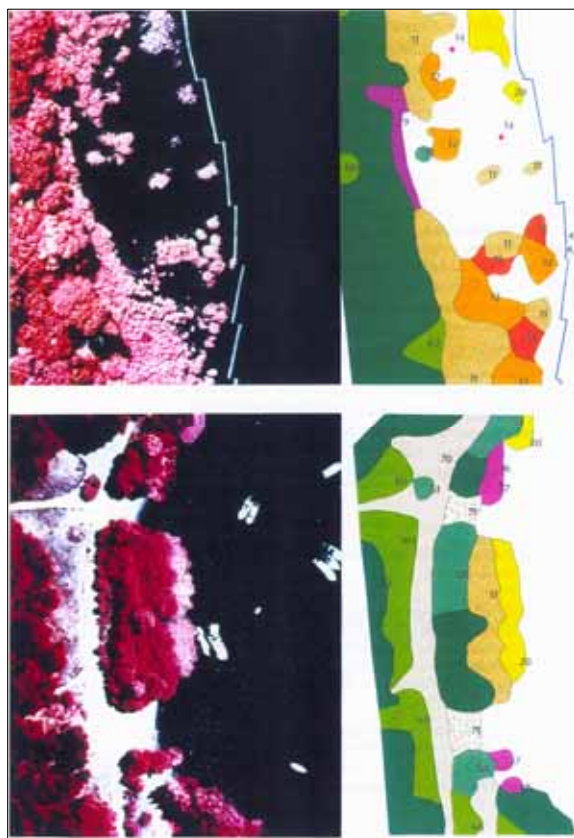
- > die Ursachen des Röhrichtrückganges zu beschreiben und wo notwendig weitere Untersuchungen durchzuführen
- > die Entwicklung der Röhrichtbestände zu dokumentieren
- > umfangreiche Maßnahmen zur Sicherung vorhandener Röhrichte und zur Wiederansiedlung durchzuführen.

3.1 Röhrichtmonitoring

Eine der wichtigsten Grundlagen für das Röhrichtschutzprogramm ist die Bestandserfassung und Bewertung von Veränderungen der Bestände. Wurden an den Westberliner Gewässern bereits seit den 1960er-Jahren im fünfjährigen Turnus die mit Röhricht bestandene Uferlinie dokumentiert und Einzeluntersuchungen durchgeführt, so fehlten umfassende Untersuchungen für die Spree- und Dahmegewässer im Ostteil der Stadt. Nach der Wiedervereinigung wurde daher im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung ein kostengünstiges, leistungsfähiges Röhrichtüberwachungssystem (Röhrichtkataster) entwickelt, welches Grundlage für die Festlegung von Prioritäten für Röhrichtschutzmaßnahmen ist und die Erfolgskon-

trolle von Maßnahmen ermöglicht (KÜHL & KRAUB 1996, Luftbild + Vegetation, 1998, 1998/1999, 2000).

Flächenhafte Bestandserfassungen und –veränderungen lassen sich mit hoher Aussagegenauigkeit durch die Auswertung geeigneter Luftbilder (CIR-Bilder) durchführen. Für die Gewässer im Außenbereich wurden bisher historische und aktuelle Luftbilder der Jahrgänge 1928, 1944, 1953, 1990, 1995, 2000 und 2005 ausgewertet. Die Flächen der Röhricht- und Schwimmblattgesellschaften der Berliner Spree-, Dahme- und Havelgewässer werden differenziert erfasst (siehe dazu Abb. 2).



Die Daten stehen in einem Fach-Informationssystem Naturschutz-Artenschutz-Landschaftspflege (FINAL) als geografische und Sachdatenbank zur Verfügung. Mit diesen Daten ist sowohl eine Bewertung der Bestandssituation jedes Standortes, jedes Einzelgewässers und aller untersuchten Seen mit detaillierter Artenzusammensetzung und den Veränderungen möglich.

Abb. 2:
Vergleich Luftbild und Kartierungsausschnitt
(Quelle: Luftbild + Vegetation)

3.2 Ergebnisse des Röhrichtmonitorings per Luftbildauswertung

Die Ergebnisse der Luftbildauswertung belegen den drastischen Rückgang der Röhrichtbestände. In der Tabelle 2 werden die aus dem Luftbild ermittelten Röhrichtbestandsflächen für alle Berliner Gewässer dargestellt. Dabei wurden auch historische Luftbilder des Jahres 1928 für die Havelgewässer und 1944 für die Spreegewässer verwendet. Wegen der schlechten Luftbildqualität stellen die ermittelten Flächen jedoch nur Circa-Werte dar.

Tabelle 2

Entwicklung der Röhrichtfläche aller Berliner Gewässer von 1928/19944 bis 2005

Jahr	Röhrichtfläche in m ²
1928/1944	2.081.672
1953	1.665.314
1990	612.963
1995	702.535
2000	679.407
2005	720.976

Für die weitere Auswertung wird als Ausgangspunkt auf die Luftbilder von 1953 zurückgegriffen. Daraus wird ersichtlich, dass die Berliner Gewässer zwischen 1953 und 1990 fast zwei Drittel ihrer Röhrichtbestände verloren. Der tatsächliche Tiefpunkt der Entwicklung wird zwischen 1960 und 1970 vermutet. Das Rückgangsgeschehen verlief dabei von Gewässer zu Gewässer unterschiedlich (Luftbild + Vegetation 1998, 1998/99, 2000).

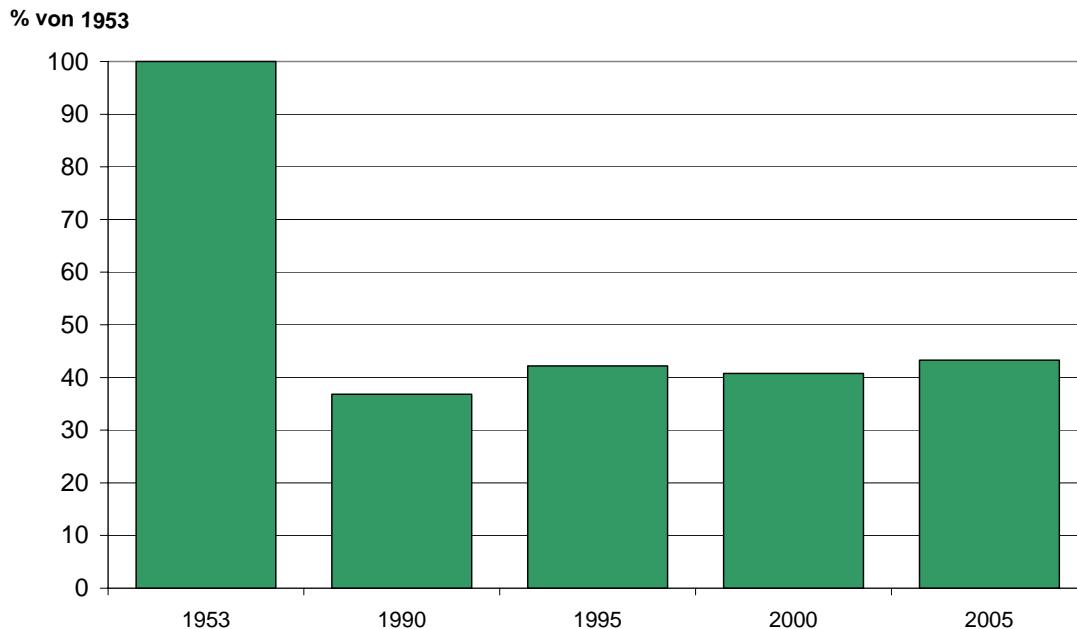


Abb. 3: Prozentuale Veränderung des Röhrichtbestands aller Berliner Gewässer bezogen auf das Jahr 1953 = 100 %.

3.3 Röhrichtschutzmaßnahmen

Ausgehend von der Analyse der Rückgangsursachen und den zur Verfügung stehenden Lösungsmöglichkeiten entschloss man sich bereits in den 1980er-Jahren zum Bau von Lahnungen als Wellenbrecher vor den noch vorhandenen Röhrichtbeständen, um den Verlust zu mindern und die letzten intakten Röhrichte zu sichern (SenStadtUm 1985). Die Wellenbrecher wurden zuerst aus Reisigfaschinen und später in den 1990er-Jahren aufgrund der längeren Lebensdauer ausschließlich als Palisaden errichtet. Neuanpflanzungen und verschiedene andere Pflegemaßnahmen wurden vorgenommen.

Schwerpunkt der Röhrichtschutzmaßnahmen ist der mechanische Schutz der Ufer. Eine selbstständige Besiedlung von Röhricht ist unter den an den Berliner Gewässern herrschenden Bedingungen, besonders aber an den stauregulierten Gewässern nicht mehr möglich.

Sollen an geeigneten Uferabschnitten Wiederanpflanzungen durchgeführt oder Restbestände gesichert werden, ist in der Regel ein Komplex von verschiedenen Maßnahmen erforderlich. Zum einen werden Palisaden, die aus einer Reihe von Holzpfählen bestehen, in das Flachwasser (ca. 1-m-Tiefenlinie) gerammt. Sie brechen die mechanische Kraft der Wellen und schützen die Röhrichte so vor Algenwatten und Wellenschlag.

An den in der Regel erodierten Ufern müssen als Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung sodann Flachwasserbereiche geschaffen werden. Hierfür wird eine Sandbank vor die Uferkante geschüttet, die dann mit Röhricht bepflanzt wird. Von hier aus können die Pflanzen wieder ins Wasser vordringen und sich ausbreiten. Notwendig sind auch Gehölzauslichtungen, um die Beschattung zu reduzieren und damit die Standortbedingungen für das Röhricht zu verbessern. Besondere Pflegemaßnahmen in der Anwuchsphase fördern ein erfolgreiches Anwachsen. Inzwischen sind an den oben untersuchten Uferabschnitten der Berliner Gewässer etwa 24 km Wellenschutzbauten errichtet worden.

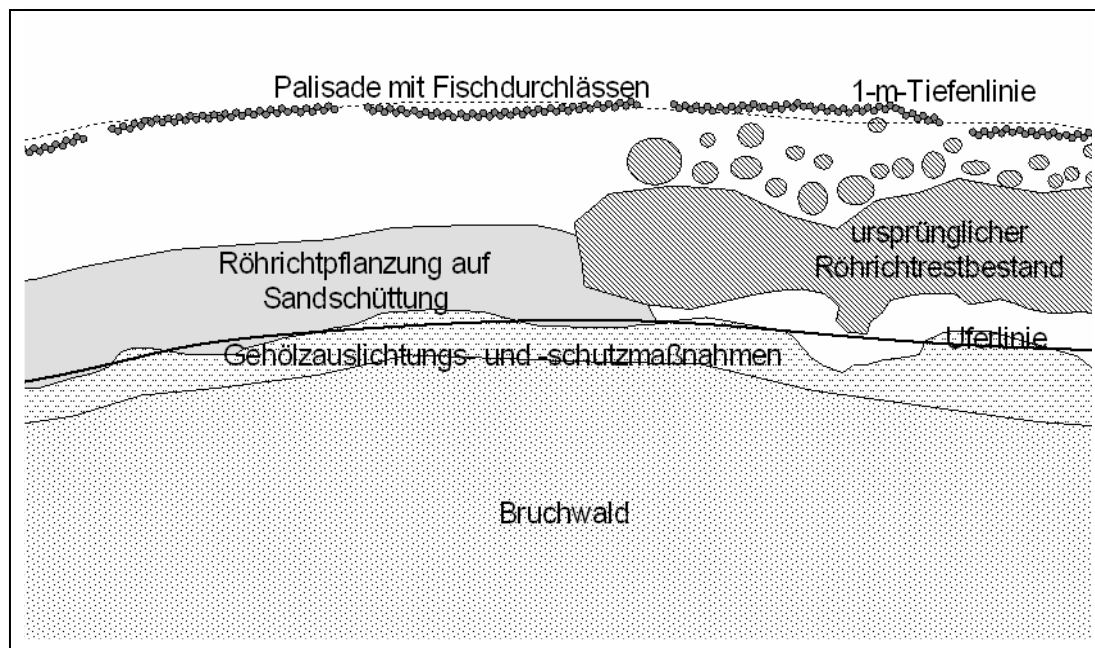


Abb. 4: Prinzipskizze eines Uferabschnitts mit Pflanzung und Palisade

4 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Anpflanzungen von Röhricht und weitere Landschaftspflegemaßnahmen konnte seit 1990 nicht nur eine Bestandsstabilisierung sondern auch ein Bestandszuwachs erzielt werden. Gleichzeitig muss aber an einzelnen ungeschützten Uferabschnitten auch weiterhin die Auflösung geschlossener Bestände festgestellt werden. Ohne diese Schutzmaßnahmen wäre der Erhalt der natürlichen Ufer und der Röhrichtbestände an den intensiv genutzten Berliner Gewässern nicht möglich.

Mit der Röhrichtdatenbank und dem Röhricht-GIS konnte ein effektives und objektives Monitoring eingerichtet werden, das Grundlage für die Erfolgskontrolle und Prioritätensetzung von Maßnahmen ist. Es wird alle fünf Jahre auf Color-Infrarot-Luftbilder (CIR) aktualisiert. Die Daten können gleichzeitig bei der Beurteilung von Einzelfragen, bei der Gewässerplanung, im Rahmen von fischerei-, wasser-, und naturschutzrechtlichen Entscheidungen sowie für die nachhaltige Stadtentwicklungsplanung genutzt werden. Die aktuelle Kartierung der Röhrichtbestände wird von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung zukünftig im Internet zur Verfügung gestellt.

Mit der wohl bundesweit einmaligen Situation, den Röhrichtschutz in dieser Form in das Landesnaturschutzgesetz (NatSchG Bln § 26c-f) aufzunehmen, ist der gesetzliche Schutz verbessert worden. Der landesrechtliche Schutz des Röhrichs muss jedoch Regelungen des Bundeswasserstraßenrechts unberührt lassen. Zum optimalen Röhrichtschutz wären jedoch weitere Restriktionen – vor allem deutlichere Geschwindigkeitsbeschränkungen für Motorboote zur Vermeidung von Wellenschlag – notwendig, welche sich an den intensiv genutzten Bundeswasserstraßen jedoch schwer durchsetzen lassen.

Die Umsetzung des Röhrichtschutzes ist eine Aufgabe von Bund und Land, um Verpflichtungen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie dem Bundesnaturschutzgesetzes § 31 zu erfüllen. Hierzu ist eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Bund, hier der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes und dem Land Berlin erforderlich.

Literatur

- BARTHELMES, D. (1978a): Langfristige biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen. I. Makrophyten. Z. Binnenfischerei DDR 25 (6): 171-175.
- BARTHELMES, D. (1978b): Langfristige, biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen. IV. Litorales Zooplankton. - Z. Binnenfischerei DDR 25 (7): 206-209.
- BARTHELMES, D. (1991): Schwere Fraßschäden durch Bisamratten (*Ondatra zibethica* L.) als Ursache für den Gelegerückgang in mitteleuropäischen Seen. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch, Berlin 31: 3-18.
- BERNDT, R. (1995): Beeinträchtigen Bootsliègeplätze den ökologischen Wert der Uferbereiche? Druckschrift Seminarbeiträge Landesamt für Naturschutz Schleswig Holstein „Bootsliègeplätze und Naturschutz“: 12-17.
- BLUME, H.-P., R. HOFFMANN, H.-G. MOLLE, H.-J. PACHUR, G. SCHULZ, H. SUKOPP & W. TIGGES (1976): Erosion und Abrasion an der Grunewaldseenrinne und am Havelufer. Ökologisches Gutachten Berlin (West). I. A. des Sen. f. Bau- u. Wohnungswesen Berlin.
- BLUME; H.-P., R. BORNKAMM, T. KEMPF, R. LÂCÂTUSU, S. MULJADI & F. RAGHI-ATRI (1979): Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung der Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 48. G. Fischer Verlag Stuttgart. 152 S. + Anhang.
- BORNKAMM, R., F. RAGHI-ATRI & M. KOCH (1980): Einfluß der Gewässereutrophierung auf *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Garten + Landschaft H.1: 15-19.
- BORNKAMM, R. & F. RAGHI-ATRI (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.
- BOUTER E. (1991): Wave damping by reed - an investigation in environmentally friendly bank protection. PIANC-AIPCN Bulletin 75: 56-63.
- KRAUß, M., A. VON LÜHRTE & W. RECKER (2002): Berliner Röhrichtschutzprogramm – Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Bisam und Nutria an Berliner Gewässern und zu ihrem Einfluss auf die Röhrichbestände. Gutachten im Auftrag von SenStadt Berlin. 85 S. + Anhang.

- KRAUB, M., H. KÜHL & A. VON LÜHRTE (2003): Berliner Röhrichschutzprogramm. Erfassung von Veränderungen der Berliner Röhrichbestände und Beurteilung der Schutzmaßnahmen anhand von Luftbildern der Jahre 1990, 1995 und 2000 sowie früherer Luftbilder. Gutachten im Auftrag von SenStadt Berlin. 366 S.
- KRAUB, M. (1979): Zur Nahrungsökologie des Bläßhuhns *Fulica atra* auf den Berliner Havelseen und der Einfluß von Bläßhuhn und Bisamratte *Ondatra zibethicus* auf das Schilf *Phragmites communis*. Anz. der Orn. Gesellschaft in Bayern 18, Nr 2/3: 105-144.
- KRAUB, M. (1990): Die Nahrung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) an der Havel in Berlin (West) und der schädigende Einfluß auf das Röhricht. In SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (West) vom 13.-15.10.1988. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 71: 141-181.
- KRAUB, M. (1992): Röhrichrückgang an der Berliner Havel – Ursachen - Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolg. Natur u. Landschaft 67: 287-292.
- KRAUB, M. (1993a): Die Rolle des Bisams (*Ondatra zibethicus*) beim Röhrichrückgang an der Berliner Havel. In OSTENDORP, W. & P. KRUMSCHEID-PLANKERT (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. Limnologie aktuell 5, Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart Jena New York: 49-60.
- KRAUB, M., A. VON LÜHRTE, W. RECKER (2002): Berliner Röhrichschutzprogramm - Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Bisam und Nutria an Berliner Gewässern und zu ihrem Einfluß auf die Röhrichbestände. Gutachten im Auftrag von SenStadt Berlin. 85 S. + Anhang.
- KRAUB, M. & A. VON LÜHRTE (2007): Störungseinfluss von Steganlagen auf das Röhricht als Lebensraum. Gutachten im Auftrag des Bezirksamts Spandau, Abt. Bauen, Planen und Umweltschutz, Naturschutz-, Grünflächen- und Umweltamt. 45 S.
- KÜHL, H. & M. KRAUB (1996): Luftbildauswertung und Dauermonitoring an den Berliner Spree- und Havelgewässern. Gutachten im Auftrag von SenSUT Berlin. 36 S. + Anhang.
- Luftbild + Vegetation GbR (1998): Berliner Röhrichkartierung 1953. Abschlußbericht, im Auftrag von SenSUT Berlin, 7 S. + Kartenwerk.
- Luftbild + Vegetation GbR (1998/1999): Berliner Röhrichkartierung 1990/95. Abschlußbericht, im Auftrag von SenSUT Berlin, 28.S. + Kartenwerk.
- Luftbild + Vegetation GbR (2000): Berliner Röhrichkartierung 2000. Abschlußbericht, im Auftrag von SenStadt Berlin, 12.S. + Kartenwerk.
- MARKSTEIN, B. (1981): Nutzungsgeschichte und Vegetationsbestand des Berliner Havelgebiets. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 6, 205 S.
- MELSHEIMER, K. (1976): Der Schutz der Röhrichbestände an den Berliner Gewässern. Berl. Naturschutzbl. 20: 226-229.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege, Baden-Württemberg 68: 173-280.
- RIPL, W. (1995): Management of water cycle and energy flow for ecosystem control - the Energy-Transport-Reaction (ETR) Model. Ecological Modelling 78: 61-76.
- RIPL, W., S. SANTOS PEREZ & K. WÖBBECKE (1986): Limnologische Untersuchungen zum Schilfrückgang und zur Erhaltung des Röhrichts an Berliner Gewässern. Jahresendbericht 1986. Gutachten im Auftrag von SenStadtUm Berlin. 73 S. + Anhang.
- RIPL, W., S. HELLER, B. KOPPELMEYER, M. MOTTER & K. WÖBBECKE (1991): Limnologische Untersuchungen zum Schilfrückgang an der Berliner Unterhavel 1984 bis 1991. Vorläufiger Endbericht 1991. Gutachten im Auftrag von SenStadtUm Berlin. 46 S. + Anhang.

- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. E. Schweizerbart. Stuttgart. 302 S.
- SEIDEL, K. (1976): Bericht über die „Beratung für die Erhaltung der Röhrichtbestände (insbesondere *Phragmites*, *Typha* und *Scirpus lacustris*) an der Havel und ihren Seen bzw. Neuanpflanzung dieser Gebiete“. Berichtszeitraum 1.7.1972-30.6.1976. 19 S.
- SenStadtUm (1985): Landschaftspflegerische Arbeiten an der Unterhavel - Uferschutzprogramm - Röhrichtschutzprogramm. Arbeitshefte Berliner Gewässer H. 1. 52 S.
- SUKOPP, H. (1963): Die Ufervegetation der Havel. Gutachten im Auftrag von SenBauWohnen Berlin. 40 S. + Karten.
- SUKOPP, H. (1968): Veränderungen des Röhrichtbestands der Berliner Havel 1962-1967. Gutachten im Auftrag von SenBauWohnen Berlin. 66 S. + Anhang.
- SUKOPP, H. & B. MARKSTEIN (1978): Die Ufervegetation der Berliner Havel, Veränderungen 1962-1977, Schutz, Pflege und Entwicklung. Bedeutung der Ufervegetation in Binnengewässern, Schutz und Regulierung. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 25: 16-29.
- SUKOPP, H. & B. MARKSTEIN (1981): Veränderungen von Röhrichtbeständen und -pflanzen als Indikatoren von Gewässernutzungen, dargestellt am Beispiel der Havel in Berlin (West). *Limnologica* 13 (2): 459-471.
- SUKOPP, H. & B. MARKSTEIN (1983): Veränderungen des Röhrichtbestands an der Berliner Havel 1962-1982. Gutachten im Auftrag von SenStadtUm Berlin.
- SUKOPP, H. & B. MARKSTEIN (1989): Die Vegetation der Berliner Havel. Bestandsveränderungen 1962-1987. *Landschaftsentw. u. Umweltforsch.* 64, 128 S.
- SUKOPP, H., B. MARKSTEIN & L. TREPL (1975): Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß. *Beitr. naturk. Forsch. Südwestd. Dtl.* 34: 371-385.
- WÖBBECKE, K. (1993): Der Einfluß der Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration auf den Röhrichtbestand der Berliner Havel. Dissertation TU Berlin. 83. S. + Tab.



Kontakt:

Katrin Heinze
Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung
Am Köllnischen Park 3, 10173 Berlin
Tel.: 030 9025 1124
Fax: 030 9025 1302
katrin.heinze@senstadt.verwalt-berlin.de

Kurzbiographien

Jahrgang: 1960

1978 Abitur

1978 – 1984 Studium der Landschaftsplanung an der Technischen Universität Berlin

1984 – 1990 Selbstständige Tätigkeit in einem Planungsbüro

seit 1990 Mitarbeiterin der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin – Oberste Naturschutzbehörde

Arbeitsgebiete:

- Flächen und Biotopschutz einschließlich Röhrichtschutzprogramm
- Pflege- und Entwicklungsplanung für Naturschutzgebiete
- Vorbereitung von Maßnahmen zum Schutz und zur Pflege von Schutzgebieten und schutzwürdigen Bereichen
- Information und Öffentlichkeitsarbeit Naturschutz



Kontakt:

Manfred Krauß
Stadt-Wald-Fluss, Büro für Landschaftsplanung und ökologische Gutachten
Schloßstraße 22, 14059 Berlin
Tel. 030-322 22 91
Fax 030-32607382
Mail: von.luehrte@t-online.de

Jahrgang: 1947

1971 Abitur

1971 - 1978 Studium der Biologie an der FU Berlin

1979 - 1983 Wissenschaftlicher Angestellter an der FU Berlin

ab 1983 Selbstständige Tätigkeit im eigenen Planungsbüro, hier u.a.

- Mitarbeit bei der Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Leiter der Projektgruppe PEP
- Mitarbeit am Artenschutzprogramm Berlin
- Mitarbeit an der Erstellung eines Pflege- und Entwicklungskonzeptes für den Grunewald Mitarbeit an den Berliner Waldbaurichtlinien
- Mitarbeit an der Erstellung eines Pflege- und Entwicklungskonzeptes für die Rieselfelder im Bereich des Berliner Forstamts Buch
- Durchführung zahlreicher Planungs- und Pflegeprojekte zum Thema Röhricht, Uferschutz und Erholungsnutzung an den Berliner Gewässern
- Planung und Durchführung von ingenieurbiologischen und Landschaftspflegemaßnahmen an den Berliner Gewässern
- Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für Berliner NSG
- Faunistische Gutachten zum Thema semiaquatische Säugetiere (Artenhilfsprogramm Biber).

Röhrichte zur Ufersicherung (Versuchsstrecken an Mittelweser und Mittellandkanal)

Hubert Liebenstein

1 Einleitung

Röhrichte sind neben Wasserpflanzen und Gehölzen der Weich- und Hartholzau ein wesentlicher Bestandteil der natürlichen Ufervegetation der Gewässer. Welche Röhrichte vorkommen, z. B. Schilf-, Rohrglanzgras-, Seggen-Röhrichte, hängt von den jeweiligen Standortfaktoren ab, u. a. von der Strömungsgeschwindigkeit, den Wasserständen oder dem anstehenden Bodensubstrat.

An Bundeswasserstraßen konnte die vorhandene Ufervegetation der Erosionswirkung des Wellenschlags der Schiffe oftmals nicht standhalten und der Schutz der Ufer musste durch technische Bauweisen, z. B. durch Schüttsteindeckwerke, Betonformsteine, Spundwände usw. erfolgen. Damit gingen viele Standorte für Röhrichte und damit auch Lebensraum gefährdeter bzw. geschützter Pflanzen und der an sie gebundenen Tiergemeinschaften verloren.

Da aber rein technische Ufersicherungen aus ökologischen Gründen nicht erstrebenswert sind, wurden immer wieder Überlegungen angestellt, wie bei Ausbau und Unterhaltung der Bundeswasserstraßen beiden Ansprüchen – Schutz der Ufer sowie Erhaltung bzw. Schaffung von Lebensraum für Pflanzen und Tiere – Rechnung getragen werden kann.

Zu diesem Zweck wurden verschiedentlich Versuchsstrecken angelegt. Im Rahmen eines F&E-Vorhabens, das seit 2004 gemeinsam von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) durchgeführt wird, werden nun einige dieser Versuchsstrecken sowohl hinsichtlich technisch-hydraulischer als auch biologischer Aspekte genauer untersucht. Seitens der BfG wird dabei u. a. die Eignung von Röhrichten zur Ufersicherung betrachtet.

Nachfolgend werden zwei dieser Versuchsstrecken vorgestellt – die Versuchsstrecke Stolzenau an der Mittelweser und Haimar am Mittellandkanal bei Sehnde. Beide Versuchsstrecken wurden vor etwas mehr als 15 Jahren angelegt. Im Rahmen des F&E-Vorhabens werden diese Versuchsstrecken einem intensiven Untersuchungsprogramm unterzogen und dabei auch alle vorhandenen älteren Unterlagen ausgewertet. Daneben werden weitere Versuchsstrecken z. B. am Rhein, an der Unteren Havel-Wasserstraße, am Neckar bearbeitet.

Die Anwendung technisch-biologischer Ufersicherungen gewinnt aktuell zunehmend an Bedeutung, da mit diesen Maßnahmen den naturschutzrechtlichen Anforderungen besser entsprochen werden kann, die sich z. B. aus den Zielen der WRRL oder den Anforderungen aus dem Schutzzweck bzw. den Erhaltungszielen von NATURA-2000-Gebieten an Bundeswasserstraßen ergeben.

2 Versuchsstrecke Stolzenau, Mittelweser

Die Versuchsstrecke Stolzenau liegt an der Mittelweser nördlich von Minden auf dem rechten Ufer zwischen Weser-km 241,60 und 242,30 in der Stauhaltung Landesbergen. Sie wurde 1988/89 im Rahmen der Mittelweseranpassung auf Initiative des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Verden in Zusammenarbeit mit der BfG und BAW geplant und umgesetzt. Es sollten Erkenntnisse darüber gewonnen werden, ob die bestehenden Schüttsteindeckwerke zurückgebaut und die Ufer durch die Anpflanzungen von Röhrichten und Gehölzen – teilweise in Verbindung mit ergänzenden technischen Maßnahmen – geschützt werden können. Gleichzeitig sollten verschiedene Ansiedlungsmöglichkeiten für Röhrichte und Gehölze untersucht werden.

2.1 Anlage der Versuchsstrecke

Die ca. 700 m lange Versuchsstrecke wurde im Bereich eines mit Schüttsteinen gesicherten und etwa 1:3 geneigten Gleitufers der Weser angelegt, in dem sich auch einige kleinere, sanierungsbedürftige Buhnen befanden. An die weitestgehend bewuchsfreie Uferböschung, die nur von einigen kleinen Buschgruppen sowie inselartigen Ansiedlungen von Rohrglanzgras und wenigen Hochstauden strukturiert wurde, schloss sich intensiv beweidetes Grünland an. Ähnlich wie hier stellte sich das Weserufer über weite Strecken dar.

Die Versuchsstrecke wurde in insgesamt 18 Versuchsabschnitte unterteilt, siehe Abb. 1.

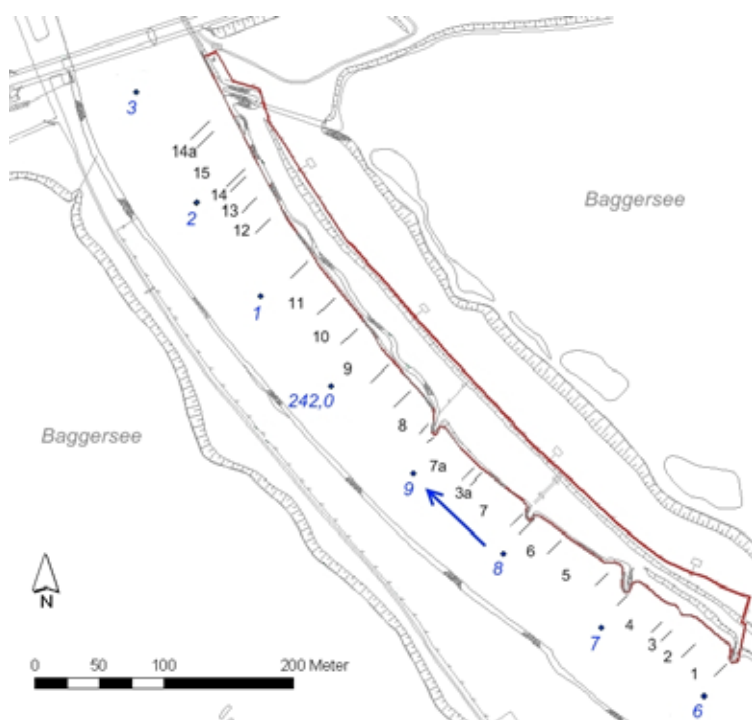


Abb. 1: Versuchsstrecke mit Lage der Versuchsabschnitte 1-15 (Kartengrundlage: DBWK)

Im oberstromigen Abschnitt der Versuchsstrecke wurden die Schüttsteine oberhalb des hydrostatischen Stauspiegels (hydr. Stau) abgetragen und das dahinter liegende Gelände auf Böschungsneigungen von etwa 1:7 abgeflacht. Die vorhandenen Stummelbuhnen wurden saniert. Im unterstromig gelegenen Teil wurde die ursprüngliche Böschungsneigung und z. T. auch die Ufersicherung beibehalten. Diese Arbeiten erfolgten im Herbst/Winter 1988/89. Nach Herstellung der neuen Geländeprofile wurden die Ufer im Frühjahr/Frühsummer 1989 mit Röhrichten und Gehölzen bepflanzt. Aufgrund der Themenstellung wird in diesem Beitrag allerdings nur auf das Röhricht eingegangen.

In dieser Versuchsstrecke sollten neben der Eignung verschiedener Arten für den Uferschutz auch unterschiedliche Ansiedlungsweisen für das Röhricht untersucht werden. Es wurden Schilf (*Phragmites australis*), Schlank-Segge (*Carex acuta*), Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) sowie Scheinzypergras-Segge (*Carex pseudocyperus*) vorgesehen. Die Pflanzen wurden in unterschiedlichen Größen als vorgezogene Einzelpflanzen mit bzw. ohne Kokosummantelung sowie als Vegetationsballen von den beiden Firmen Bestmann und Würfel geliefert und gepflanzt. Weiterhin wurde in Absprache mit der zuständigen Unteren Naturschutzbehörde Röhricht in der Region in Form spatenbreiter Vegetationsbulte durch Mitarbeiter des WSA selbst gewonnen und in einige Versuchsabschnitte eingebracht. In Versuchsabschnitt 7 wurden darüber hinaus einige mit Schilf bepflanzte Vegetationsmatten eingebaut. Die Röhrichtbepflanzung erfolgte etwa ab der Höhe des hydrostatischen Staus. Eine Übersicht über die jeweiligen Maßnahmen in den Versuchsabschnitten gibt Tabelle 1.

Tabelle 1

Maßnahmen zur Röhricht- und Gehölzansiedlung in den einzelnen Versuchsabschnitten

Abschnitt	Maßnahmen
1	Abflachung der Uferböschung (1:7) Steinwall: hydr. Stau +20 cm Flachwasserzone: Untergrund aufgefüllt bis hydr. Stau -10 cm Faschine aus Totholz Schilf- und Seggenpflanzung
2	wie unter 1 nur ohne Faschine
3	Stummelbuhne 2a aus Schüttsteinen wiederhergestellt (laut Bestandskarte 1989 wurde dahinter der an Abschnitt 2 angrenzende Teil außerdem mit Schilf bepflanzt)
3a	Stummelbuhne 4a als Reisiglahnung hergestellt (laut Bestandskarte 1989 wurden dahinter Schilf und Weiden gepflanzt, wie auf den angrenzenden Abschnitten 7 und 7a)
4	Uferböschung abgeflacht (1:7) Steinwall: hydr. Stau +20 cm ohne weitere Verfüllung Weiden-Steckhölzer / Setzstangen
5	Insel / Leitwerk aus Schüttsteinen (MW +10cm) Anschluss ans Gelände mit Steinwall: hydr. Stau +20 cm Flachwasserzone: aufgefüllt bis hydr. Stau -10 cm Schilf- und Seggenpflanzung

6	Insel / Leitwerk aus Schüttsteinen (MW +10cm) Anschluss ans Gelände mit Steinwall: hydr. Stau -10 cm Flachwasserzone: aufgefüllt bis hydr. Stau -10 cm Weiden-Setzstangen / Steckhölzer
7	Uferböschung abgeflacht (1:7) Steinwall: hydr. Stau -10 cm ohne weitere Verfüllung Schilf- und Seggenpflanzung sowie Schilfmatten Sicherung mit Vegetationsgewebe
7a	Ufergestaltung wie unter 7 Böschung mit Spreitlagen aus Weidenästen (ausschlagfähiges Material) gesichert
8	Deckwerk entfernt (Böschungsneigung beibehalten) Schilf- und Seggenpflanzung Sicherung mit Vegetationsgewebe
9	Abflachung der Uferböschung (1:7) 3 m breite Berme zwischen hydr. Stau u. MW Faschinen aus Totholz Schilf- und Seggenpflanzung landeinwärts: Weiden-Steckhölzer / Setzstangen
10	Deckwerk entfernt (Böschungsneigung beibehalten) mit Spreitlagen aus Weidenästen (ausschlagfähiges Material) gesichert
11	wie unter 9 nur ohne Faschinen und ohne Weiden
12	vorhandene Uferböschung unverändert beibehalten Weiden-Steckhölzer / Setzstangen
13	vorhandene Uferböschung unverändert beibehalten Faschinen aus Totholz Schilf- und Seggenpflanzung
14	vorhandene Uferböschung unverändert beibehalten Erlenreihe angepflanzt
14a	wie unter 14
15	wie unter 13, nur ohne Faschinen
Buhne 2	alte Grundfläche freigeräumt und Buhne mit Schüttsteinen wiederhergestellt
Buhne 3	alte Grundfläche freigeräumt und Buhne durch Packen wiederhergestellt
Buhne 4	alte Grundfläche freigeräumt und Buhne durch Pflastern wiederhergestellt
Buhne 5	alte Grundfläche freigeräumt und Buhne mit Schüttsteinen wiederhergestellt
unbeplante Abschnitte	belassen

Zum Schutz der neuen Bepflanzung wurden im Abstand von wenigen Metern vor der Uferlinie bei einigen der abgeflachten Uferabschnitte zusätzlich inselartige Steinwälle und Faschinen aus Totholz angelegt. Die Oberkante dieser Verwallungen variierte zwischen ca. 10 cm unter bis ca. 50 cm über hydr. Stau. Zwischen den Steinwällen und dem Ufer wurde das Gelände teilweise bis auf 0,1 m unter hydr. Stau mit kiesigem Substrat aufgefüllt, so dass hier eine Flachwasserzone entstand, die günstige Voraussetzungen für eine Entwicklung des Röhrichts bieten sollte (Abb. 2).

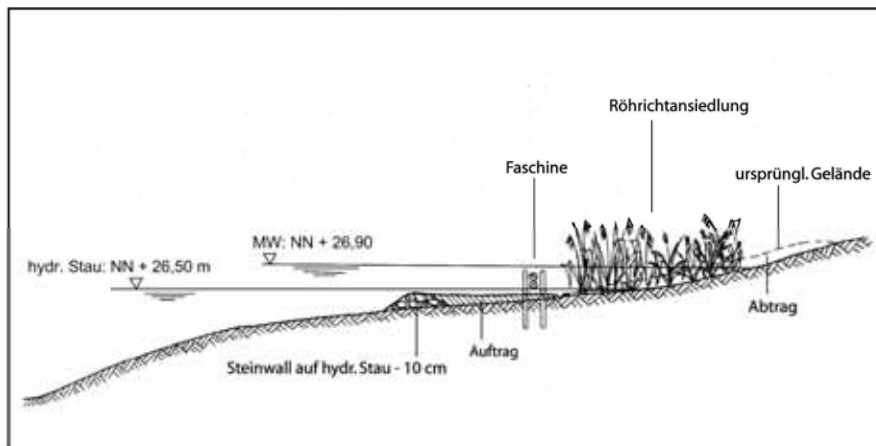


Abb. 2: Maßnahme zur Röhrichtansiedlung – Planungsprofil aus Abschnitt 1

2.2 Untersuchungsrahmen

Im Rahmen des F&E-Vorhabens werden für die Versuchsstrecken die technischen Randbedingungen, wie z. B. Baugrund und Geometrie, dargestellt. Dazu wurden auch aktuelle Geländeprofile aufgenommen. Zur Ermittlung der hydraulischen Belastung wurden z. B. Messungen der Schiffsdurchfahrten, der Schiffsgeschwindigkeiten, der Strömungsgeschwindigkeiten, der schiffserzeugten Wellen und der Abstände der Schiffe zu den Ufern durchgeführt und Angaben zur Flottenstruktur in diesem Flussabschnitt ausgewertet.

Daneben wurden durch Kartierungen der Vegetation und der Fauna auch biologische Parameter erfasst. Weiterhin werden die Herstellungskosten, die Kosten für die Bepflanzung sowie der bisherige Unterhaltungsaufwand ermittelt.

In der Versuchsstrecke Stolzenau wurden hinsichtlich der biologischen Parameter insbesondere mehrjährige Kartierungen der Vegetation durchgeführt. 2006 wurden auch faunistische Untersuchungen zu den Artengruppen des Makrozoobenthos, der Fische und der Vögel durchgeführt. Diese Daten werden zurzeit ausgewertet.

2.3 Röhrichtentwicklung

Die Entwicklung der Röhrichte in der Versuchsstrecke wurde unmittelbar nach der Anlage der Versuchsstrecke (1989) und durch vier weitere Kartierungen (1992, 1999, 2005 sowie 2006) dokumentiert. Im vorliegenden Beitrag werden nur die Ergebnisse bezüglich der Röhrichte dargestellt. Obwohl noch nicht alle Untersuchungsparameter ausgewertet werden konnten, sind die nachfolgenden Ergebnisse für die Röhrichte gut abgesichert.

Als bisheriges Ergebnis der Auswertung der verschiedenen Kartierungen lässt sich Folgendes festhalten:

- > Im Schutz von Faschinen und Steinwällen breitete sich das Röhricht schneller aus als in den ungeschützten Bereichen. Dies ist vor allem in den ersten Jahren von größerer Bedeutung um den Uferschutz möglichst rasch zu erzielen.

- > Das Schilf zeigte insgesamt eine gute Entwicklung, während die gepflanzten Seggen weitgehend stagnierten. Sie verzeichneten kaum einen flächenhaften Zuwachs.
- > Das Schilf breitete sich sowohl bis zur jeweiligen Uferlinie als auch längs des Ufers aus. Parallel zum Ufer rückten die Schilf-Röhrichte zwischen 1989 und 2005 durchschnittlich in beide Richtungen um jeweils ca. 5,5 m (max. 17 m) vor.
- > Die Röhrichte konnten sich an den abgeflachten Ufern besser entwickeln als an den belassenen steileren Ufern, d. h. sie konnten aufgrund der flacheren Böschungsneigungen breitere Bestände ausbilden.
- > Aufgrund der Entwicklung lässt sich kein Unterschied zwischen den verschiedenen Pflanzweisen für Röhrichte feststellen. Einzig die Schilfmatten sind schlecht angegangen.
- > Auf ursprünglich nicht bepflanzten Flächen stellte sich teilweise Rohrglanzgras-Röhricht von selbst ein.



Abb. 3: Abschnitte 7 und 7a mit Anpflanzung von Röhricht (vorne) und Weiden-Steckhölzern (hinten) in den Jahren 1989 (links) und 2006 (rechts)

Nach der sehr guten anfänglichen Ausbreitung der Schilf-Röhrichte wurde in einigen Versuchsabschnitten zwischen 1999 und 2005 ein leichter Rückgang des Schilf-Röhrichts festgestellt, der sich auf eine Ausdehnung der angrenzenden Weidengehölze zurückführen lässt. Zum Erhalt der Röhrichte sind deshalb die Weiden zurückzuschneiden.

Hinsichtlich der Bedeutung des Röhrichts zur Ufersicherung lässt sich für die Versuchsstrecke Stolzenau feststellen, dass unter den hier bestehenden Randbedingungen das Röhricht – vor allem aber das Schilf – den Schutz der Ufer gewährleisten kann. Dies zeigt sich zum einen an dem überwiegend dichten Röhrichtbewuchs in den entsprechenden Versuchsabschnitten, zum anderen aber auch daran, dass eine Unterhaltung der Ufer aus Gründen des Uferschutzes bisher nicht erforderlich gewesen ist. Neben dieser Bedeutung für den Uferschutz fand mit der Entwicklung der Röhrichte – aber auch der Weidengehölze – eine ökologische Aufwertung dieses Uferlebensraums im Vergleich zur ursprünglichen Nutzung statt.

Abschließende naturschutzfachliche Bewertungen insbesondere hinsichtlich der Bedeutung für die Fauna können noch nicht gegeben werden, ebenso erfolgen noch keine Aussagen z. B. zur Übertragbarkeit auf andere Flussabschnitte.

3 Versuchsstrecke Haimar, Mittellandkanal

Die Versuchsstrecke Haimar am Mittellandkanal (MLK) in der Nähe von Sehnde ist einer von mehreren Abschnitten am MLK, in denen ähnliche Ufersicherungsweisen zu Versuchszwecken angelegt wurden, z. B. in der Stadtstrecke Hannover oder im Bereich Wassel. Die Versuchsstrecke auf dem Nordufer zwischen MLK-km 189,6 und 190,1 wurde etwa 1989 angelegt. Sie diente hauptsächlich dem Vergleich verschiedener Deckwerksarten (siehe 3.1), aber auch der Eignung verschiedener Röhrichtarten zur Bepflanzung dieser neu angelegten Kanalufer.

3.1 Anlage der Versuchsstrecke

Der MLK wurde im vorliegenden Gewässerabschnitt auf dem Nordufer als kombiniertes Rechteck-Trapez-Profil (KRT-Profil) ausgebaut, d. h. an eine Spundwand schließt eine Böschung an. Die Oberkante der Spundwand verläuft abwechselnd 10 cm über oder 30 cm unter der Wasserspiegellinie. Dieser Wechsel vollzieht sich etwa alle 20 m. Hinter den höher gezogenen Spundwandabschnitten entstehen kleinere, vor Wellen besser geschützte Uferzonen als im Bereich der abgesenkten Spundwände (Abb. 4, rechtes Ufer, und Abb. 5).



Abb. 4:
Versuchsstrecke Haimar, KRT-
Profil auf der rechten Bildseite

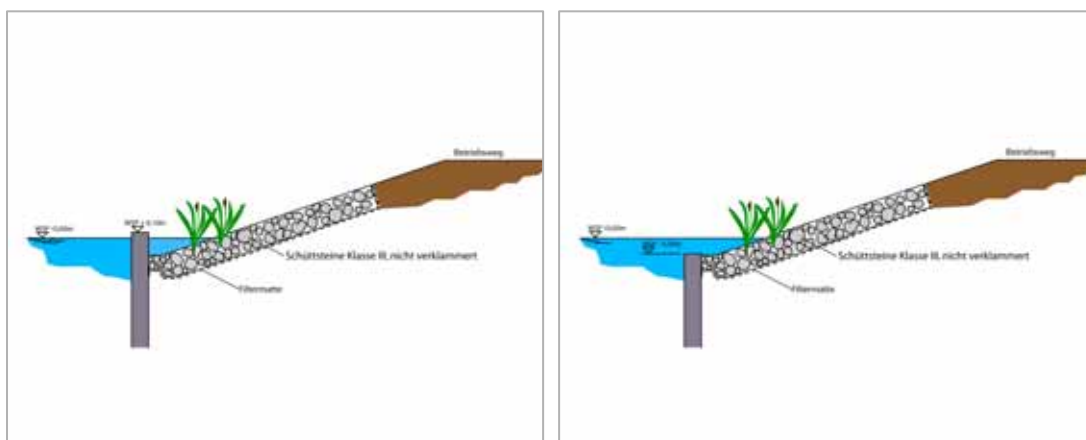


Abb. 5: KRT-Profil links: über, rechts: unter Wasserspiegel endende Spundwand

Auf dem Südufer wurde das vorhandene Böschungsufer beibehalten, allerdings erfolgten dort im Bereich der Uferlinie Nacharbeiten und eine Verklammerung des vorhandenen Deckwerks.

Die Versuchsstrecke ist in insgesamt 12 Versuchsfelder (6 Doppel-Versuchsfelder) unterteilt, in denen verschiedene Deckwerke eingebaut wurden (siehe Abb. 6 und Tabelle 2).

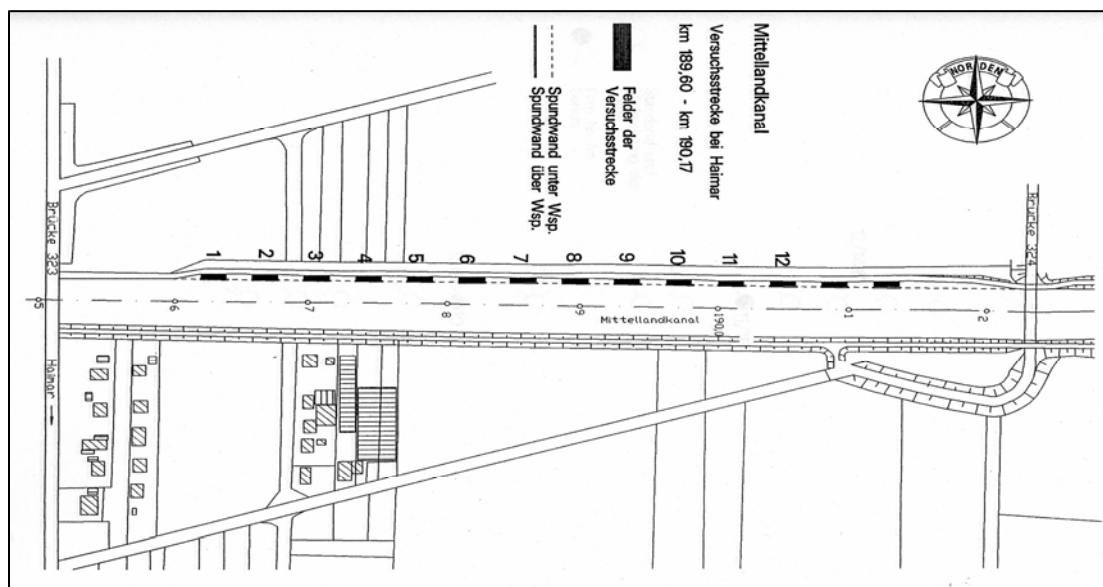


Abb. 6: Lage der Versuchsabschnitte 1-12

Tabelle 2

Angaben zu den Deckwerken in den einzelnen Versuchsabschnitten

Abschnitt	Deckwerk	Böschungsneigung
1+2	Terrafix-Deckwerk (besonders geformte Beton-Steine)	1:2,5
3+4	Schüttsteine Kl. II (Betonverklammerung) 30 cm stark	1:3
5+6	Schüttsteine Kl. II (Bitumenverklammerung) 30 cm stark	1:3
7+8	Drahtschottermatten (Gabionen) mit Schüttsteinen Kl. II 30 cm stark	1:3 und 1:4
9+10	Schüttsteine Kl. III 45 cm stark	1:3
11+12	Schüttsteine Kl. III (Referenzflächen) 45 cm stark	1:2,5

Auf die Deckwerke wurden nach Beendigung der Bauarbeiten Oberboden aufgebracht. Dem Oberboden wurde Alginat als Bodenverbesserungsstoff beigegeben, der Boden in eine fließfähige Konsistenz gebracht und anschließend in die Hohlräume des Deckwerks eingeschlämmt.

Die Bepflanzung erfolgte zweireihig im Abstand von ca. 40 cm oberhalb der Wasserlinie, der Abstand der Pflanzreihen betrug ebenfalls 40 cm. Gepflanzt wurden folgende Röhrichtarten:

Flutter-Binse (<i>Juncus effusus</i>)	25%
Rohrglanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i>)	5%
Schilf (<i>Phragmites australis</i>)	30%
Schlank-Segge (<i>Carex acuta</i>)	25%
Sumpf-Schwertlilie (<i>Iris pseudacorus</i>)	10%
Großer Schwaden (<i>Glyceria maxima</i>)	5%

Oberhalb der Pflanzung wurde die Böschung mit einer Wildrasenmischung angesät.

3.2 Untersuchungsrahmen

Für die Versuchsstrecke Haimar gilt ein ähnlicher Untersuchungsrahmen wie für Stolzenau, allerdings angepasst an die Situation des Kanals. Für die meisten Untersuchungsparameter findet zurzeit die Auswertung statt.

3.3 Röhrchentwicklung

Die Entwicklung der Röhrichte wurde in den Jahren 1991-1993 jährlich untersucht. Eine weitere Untersuchung erfolgte 2006. Eine erste vergleichende Betrachtung der Röhrchentwicklung für die Jahre 1991-1993 ergab, dass sich in den wellengeschützten Bereichen die Pflanzen über die Wasserlinie in Richtung Kanal hin ausgebreitet haben, in den übrigen Bereichen machte der Bewuchs etwa an der Wasserlinie halt. Sumpf-Schwertlilie und Großer Schwaden waren deutlich vitaler als die übrigen Röhrichtarten, auch als Schilf. Anfängliche Unterschiede zwischen den Bestandsdichten der einzelnen Deckwerksarten haben sich im Untersuchungszeitraum deutlich verringert, z. B. war der Bewuchs auf den Terrafix-Deckwerken zu Beginn der Untersuchungen deutlich lückiger als 1993.

Bei den Untersuchungen 2006 waren die Versuchsabschnitte vom optischen Eindruck her weitgehend ähnlich – das Schilf-Röhricht hatte sich jedoch gegenüber den anderen eingebrachten Röhrichtarten durchgesetzt und prägte jetzt die meisten Versuchsabschnitte (siehe Abb. 7).



Abb. 7: Versuchsstrecke Haimar

Die ersten hier vorliegenden Auswertungen beziehen sich vor allem auf das Schilf. Eine detaillierte Auswertung aller Arten liegt zurzeit noch nicht vor.

Bezüglich der Schilf-Vitalität (Ergebnis aus Höhe und Breite der Schilfbestände) lassen sich für diese Versuchsstrecke gegenwärtig folgende Aussagen treffen (siehe auch Abb. 8 und 9):

- > Der vitalste Schilfbewuchs findet sich bei Drahtschottermatten und den Referenzbereichen.
- > Die Schilf-Vitalität ist hinter der über Wasser endenden Spundwand höher als bei der abgesenkten Spundwand.
- > Die Schilf-Vitalität ist bei den nicht verklammerten Deckwerken höher als bei den verklammerten Deckwerken. Wahrscheinlich ist dort der Anteil an feinteiligem, durchwurzelbarem Substrat in den Zwischenräumen höher als in den verklammerten Deckwerken.
- > Die Verklammerung mit Bitumen ist für die Schilf-Vitalität günstiger als die Verklammerung mit Beton.

Bei den weiteren Auswertungen muss auch der Frage nachgegangen werden, ob die häufig durchgeführte Unterhaltung, d. h. die Mahd der Böschungen, beispielsweise das Vorkommen bestimmter Röhrichtarten begünstigt.

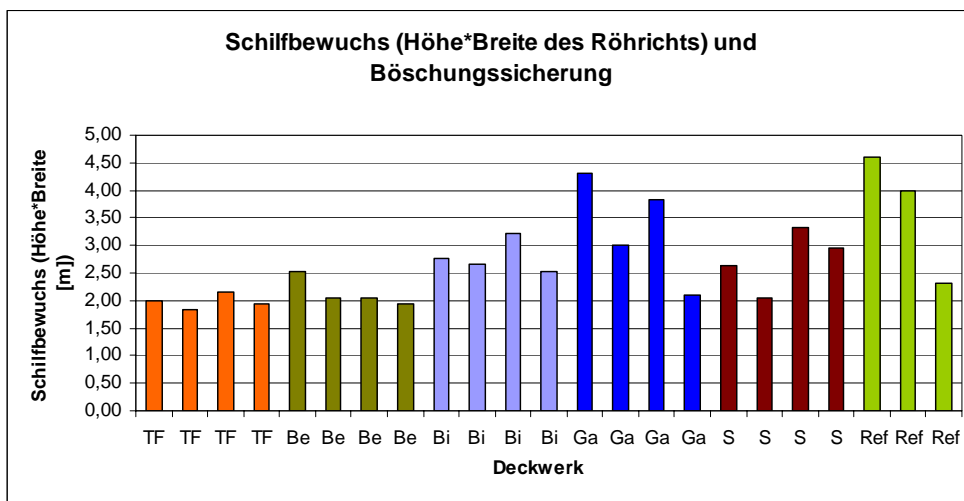


Abb. 8: Vitalität des Schilfbewuchses bei den verschiedenen Deckwerksarten

(TF: Terrafix-Deckwerk; Be: Schüttsteine Klasse II mit Betonverklammerung; Bi: Schüttsteine Klasse II mit Bitumenverklammerung; Ga: Gabionen mit Schüttsteinen Klasse II; S: Schüttsteine Klasse III; Ref: Schüttsteine Klasse III)

Ein Vergleich der beiden Ufer in diesem, aber auch in anderen Abschnitten des MLK zeigt darüber hinaus, dass der Röhrichtbewuchs im Bereich des KRT-Profiles jeweils deutlich besser ausgeprägt ist als an den Böschungsufern des Kanals, unabhängig von der jeweiligen Lage der Ausbauseite. Das bedeutet, dass auch bereits eine nur 10 cm über dem Wasserspiegel endende Spundwand die Wellenbelastung reduzieren kann und in dem dahinter liegenden geschützten Bereich bessere Ansiedlungsmöglichkeiten für das Röhricht bestehen als in unmittelbar dem Wellenschlag ausgesetzten Uferabschnitten.

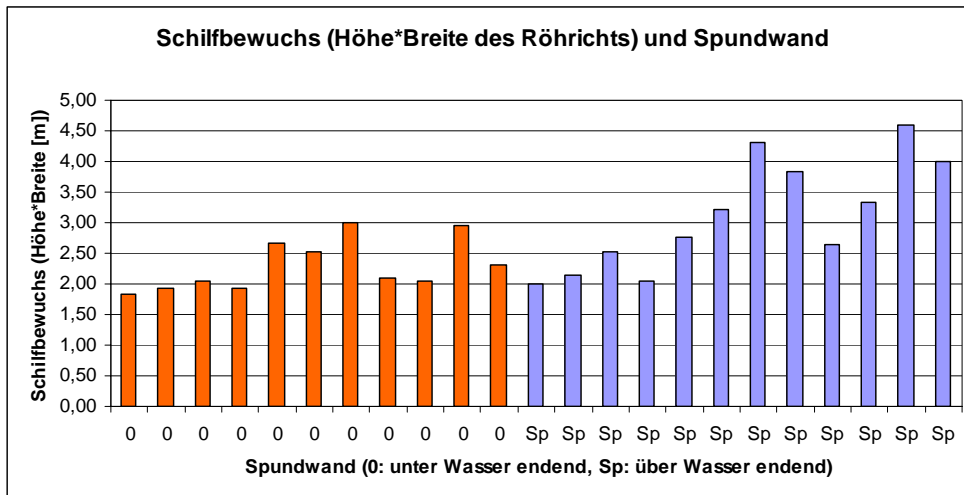


Abb. 9: Vitalität des Schilfbewuchses bei abgesenkter bzw. über Wasserspiegel endender Spundwand

In der Versuchsstrecke Haimar übernehmen vor allem die eingebrachten Deckwerke den Schutz der Böschungen. Die Röhrichtansiedlung bildet einen zusätzlichen Schutz und führt zu einer deutlichen ökologischen Aufwertung dieses Uferlebensraums im Vergleich zu einer rein technischen Bauweise.

Abschließende naturschutzfachliche Bewertungen insbesondere hinsichtlich der Bedeutung für die Fauna können allerdings noch nicht gegeben werden.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der Röhrichtentwicklung in den beiden Versuchsstrecken Stolzenau und Haimar, die an zwei unterschiedlichen Bundeswasserstraßen, einem staugeregelten Fluss und einem Kanal liegen, zeigen die unterschiedliche Bedeutung, die Röhrichte im Rahmen technisch-biologischer Ufersicherung haben können. In Abhängigkeit von den örtlich sehr speziellen Randbedingungen der Wasserstraße kann in der Versuchsstrecke Stolzenau der Schutz der Ufer in hohem Maße durch das Röhricht ausgeübt werden, in der Versuchsstrecke Haimar schafft die technische Ufersicherung, hier die Spundwand, erst bessere Voraussetzungen für die Entwicklung des Röhrichts, das wiederum einen zusätzlichen Schutz der anschließenden Böschungen übernimmt.

Obwohl noch nicht alle Auswertungen vorliegen, kann für beide Versuchsstrecken aber bereits eine deutliche Aufwertung der Gewässerufer durch die Röhrichtentwicklung gegenüber der ursprünglichen bzw. einer rein technischen Ufersicherung festgestellt werden. Die Auswertung der weiteren Untersuchungsparameter dieser Versuchsstrecken soll eine gesamthafte Einschätzung der ökologischen Wirkungen dieser technisch-biologischen Ufersicherungen ermöglichen. Aus den Ergebnissen der Versuchsstrecken des F&E-Vorhabens sollen allgemeine Empfehlungen für technisch-biologische Ufersicherungen an Bundeswasserstraßen abgeleitet werden.

Bereits jetzt zeigt sich die Bedeutung dieser Ergebnisse hinsichtlich möglicher Maßnahmen, die sich aus der Umsetzung der WRRL ergeben können.

Literatur

Bundesanstalt für Gewässerkunde (1996): Faunistische und floristische Untersuchungen im Bereich der Versuchsstrecke Haimar im Mittellandkanal (MLK-km 189,600 - 190,100) 1990 – 1994, BfG-Bericht 0933, Koblenz

Bundesanstalt für Wasserbau, Bundesanstalt für Gewässerkunde (2006): Untersuchungen zu alternativen, technisch-biologischen Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen (F&E-Projekt) Teil 1: Veranlassung, Umfrage und internationale Recherche BfG-Nr.:1484 / BAW-Nr.: 2.04.10151.00 Eigenverlag, Karlsruhe / Koblenz



Kontakt:

Dipl.-Ing. Hubert Liebenstein
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5445
Fax: 0261/ 1306 5152
E-Mail: liebenstein@bafg.de

Kurzbiographie

Jahrgang: 1953

1974 – 1979

Studium der Landespflege an der Universität Hannover

1979 – 1982

Angestellter im Landschaftsplanungsbüro Wunde, Bayreuth

seit 1982

Wissenschaftlicher Angestellter in der Bundesanstalt für Gewässerkunde

seit Januar 2007

Leiter des Referats U3 Vegetationskunde, Landschaftspflege

Projektbearbeitung (u. a.):

- 1994-1997 Projektleitung für den LBP zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt
- 1998-2000 Erstellung des LBP zum Bau des neuen Schiffshebewerks Niederfinow
- 2001-2007 Projektleitung der Studie „Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe“
- 2005-dto. Erfolgskontrollen für Kompensationsmaßnahmen Unter- und Außenelbe
- 2006-dto. F&E-Vorhaben zu alternativen technisch-biologischen Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen

In der Reihe BfG-Veranstaltungen sind bisher u.a. erschienen:

- 1/2001 Abflussverhältnisse im Rheingebiet. – Ansätze, Instrumentarien und Ergebnisse aus ausgewählten Projekten
- 2/2001 Verfahren zur Bewertung von Alternativen beim Ausbau von Bundeswasserstraßen
- 3/2001 Feststoffeintrag, Laufentwicklung und Transportprozesse in schiffbaren Flüssen
- 4/2001 Sedimentuntersuchungen in Ostseeküstengewässern und Schlussfolgerungen für Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen in der WSV
- 5/2001 Die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ansätze und Perspektiven einer ökologischen Bewertung des Makrozoobenthos in Übergangs- und Küstengewässern

- 1/2002 Abbau von Tributylzinn (TBT) in Sedimenten
- 2/2002 Neuartige toxische Effekte und ihre Relevanz für die Baggergutbeurteilung
- 3/2002 Rechtliche Vorgaben für den Umgang mit Baggergut – Aktuelle Entwicklungen
- 4/2002 Einsatz ökologischer Modellsysteme zur Unterstützung von Entscheidungen bei Eingriffen in Fließgewässern

- 1/2003 Modellgestützte Wasserbewirtschaftung mit hoher zeitlicher Auflösung
- 2/2003 Moderne Strategien zur Qualitätssicherung in der Gewässervermessung
- 3/2003 Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen
- 4/2003 Staugeregelte Flüsse in Deutschland, wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge (Impounded Rivers in Germany, Water Management and Ecological Interactions)
- 5/2003 Vorkommen und Analytik ausgewählter Schadstoffklassen der EU-Wasserrahmenrichtlinie
- 6/2003 Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bei Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen von Wasserstraßen und Häfen
- 7/2003 Fluss und Wasserstraße – morphodynamische Charakteristik und zukünftige Entwicklung
- 8/2003 SENSPOL Technical Meeting on Problems related to Diffuse Pollution Sources: Characterization of Sediment, Dredged Material and Groundwater
- 9/2003 Anwendung umweltrelevanter Vorgaben für die WSV beim Umgang mit Baggergut im Küstenbereich, Aktuelle Entwicklungen

- 1/2004 Flussgebietsbewirtschaftung – quo vadis Modellierung
- 2/2004 Auswirkungen des Ausbaus deutscher Nordsee-Ästuare auf die Gewässergüte und das Baggergutmanagement
- 3/2004 Die Lahn, Betrachtungen zu einem Gewässer aus hydrologischer, wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht
- 4/2004 Tracer- und Abriebversuche – Gewinnung morphologischer Basisdaten für die Bewirtschaftung defizitärer Flusssysteme
- 5/2004 Statusseminar – Sedimentkontakttests
- 6/2004 Wasserstands- und Abflussvorhersage in grenzüberschreitenden Flussgebieten. Stand und Weiterentwicklung von Vorhersagesystemen

- 1/2005 Praxisorientierte und vielseitig nutzbare Fernerkundungseinsätze an der Elbe
- 2/2005 Die Bedeutung von Baggergutrichtlinien für das Sedimentmanagement in Flussgebieten und für den Meeresschutz
- 3/2005 Anwendungen der weltweiten Sammlung von Abflussdaten des Global Runoff Data Centre (GRDC)
- 4/2005 Feststoffhaushalt und Sedimentbewirtschaftung – anthropogene Steuerung natürlicher Prozesse
- 5/2005 Erfahrungen zur Niedrigwasserbewirtschaftung

- 1/2006 Gewässerkundliche Untersuchungen für verkehrliche und wasserwirtschaftliche Planungen an Bundeswasserstraßen
- 2/2006 Wasserstands- und Abflussvorhersagen im Elbegebiet
- 3/2006 Niederschlag-Abfluss-Modellierung zur Verlängerung des Vorhersagezeitraumes operationeller Wasserstands- und Abflussvorhersagen
- 4/2006 Radiologische Untersuchungen an Bundeswasserstraßen als Teil der radiologischen Umweltüberwachung
- 5/2006 Messkonzepte und Modellierung in der Gewässermorphologie

- 1/2007 Höhenmessungen mit GPS – Status quo und Entwicklungstendenzen