

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Sammelbandstrategien
in Südgewässern III

Heft 17

Workshopbeiträge im IfM-GEO

Kiel, 12.-13.10.2006

UB Rostock

WA

80000

-17



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Sanierungsstrategien

in Küstengewässern III

Workshop im IfM-GEOMAR, Kiel 12.-13.10.2006

Heft 17

.

Universität Rostock

Fachbereich Biowissenschaften

2007

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005374

Steffen BIELE, Michael THOMAS, Toralf QUANDT, Burkhard VOIGT

Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette

Integrated concept for restoration and sediment placing Darß-Zingst Bodden chain

Abstract

The water quality of the bays comprising the Darß-Zingst Bodden chain is severely affected mainly by the high concentration of nutrients within their sediments. The external nutrient load of $0.14 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ is already clearly below the level of $0.6 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ which is usually regarded as unproblematic. Thus, further reduction in P-input only provides a limited potential for water regeneration. In contrast, the internal release rate of nutrients in the Bodden chain reaches values of up to $1.6 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Therefore all measurements for improving water quality should focus primarily on the sediments. Removal of sediment can be regarded as a measurement of probable success, a removal of a maximum of up to 8 million m^3 of sediments is calculated as being necessary to reach a tolerable water quality. A combination of different scenarios is currently being investigated to deposit this amount of sediments. These scenarios include an elevation of land areas as well as the construction of artificial islands and flats.

Keywords: sediment, phosphorus, Baltic Sea, Darß-Zingst-estuary, Mecklenburg-Western Pomerania

1 Einleitung

Der Landkreis Nordvorpommern hat im Jahr 2004 ein Aktionsprogramm Lokale Agenda 21 für die Region Darß-Zingster-Boddenlandschaft beschlossen (www.agenda-nvp.de.vu), in dem die nachhaltige Verbesserung der teils hypertrophen Boddengewässer zu einer der wichtigsten Forderungen gehört. Im Ergebnis einer detaillierten gewässerökologischen Bestandsaufnahme durch Schlungbaum & Baudler (2001) wurde festgestellt, dass der internen Phosphor-Freisetzung aus den schlickigen Boddensedimenten eine wesentlich höhere Eutrophierungswirkung zukommt als externen Belastungsquellen im Einzugsgebiet. Als prioritäre Maßnahme wird daher im Entwicklungskonzept der Lokalen Agenda neben der weiteren Senkung externer Einträge insbesondere die partielle Entschlammung von Boddenbereichen angesehen.

Als nächsten Schritt zu einer konkreten Restaurierungsplanung hat der Landkreis Nordvorpommern ein integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept in Auftrag gegeben, welches die Wirksamkeit einer Entschlammung aber auch die Machbarkeit vor dem Hintergrund naturschutzfachlich bzw. fischereilich begründeter Restriktionen im Boddenbereich überprüft. Neben der Aufbereitung gewässerökologischer Daten galt es daher auch, naturschutzfachliche und sozioökonomische Anforderungen zu beachten, welche wiederum in mehreren thematischen AGENDA-Veranstaltungen von verschiedenen Arbeitsgruppen diskutiert und beraten wurden. Den Schwerpunkt der Machbarkeitsstudie bildete jedoch die Quantifizierung der notwendigen Entnahmemengen sowie das Aufzeigen von Strategien zur Entnahme, Verbringung und Verwertung des Nassbaggergutes.

2 Material und Methoden

Die Bearbeitung der Machbarkeitsstudie sollte zunächst ausschließlich auf der Basis vorhandener Unterlagen erfolgen, insbesondere der Arbeiten von Schlungbaum & Baudler (2001), Krech (2003) und Bachor (2004). Aus diesen Unterlagen resultiert u.a. ein sehr guter Kenntnisstand zur Verteilung und Beschaffenheit der Oberflächensedimente sowie zur Entwicklung der externen Belastung. Bachor untersuchte zudem erstmals an sieben Kernen die Vertikalverteilung ausgewählter Nähr- und Schadstoffparameter bis in ca. 50 cm Tiefe.

Eine Abschätzung der notwendigen Sedimententnahmetiefe sowie die Bilanzierung der Entnahmemengen war auf Basis der wenigen Tiefenangaben kaum möglich, zumal auch Daten zum Anteil der bioverfügbaren Phosphors und dessen Tiefenverteilung weitgehend fehlten.

Mit Unterstützung des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern konnte im Sommer 2005 ein Sonderuntersuchungsprogramm durchgeführt werden, das folgende Teilprojekte umfasste:

„Untersuchungen an Schlickkernen in der Darss-Zingster-Boddenkette“ (Lampe 2005)

Im Rahmen dieses Teilprojekts wurden an 35 Probestellen Sedimentkerne bis etwa 1 m Tiefe entnommen und im Abstand von jeweils 10 cm die Vertikalverteilung allgemeiner Sedimentparameter (Trockenrohddichte, Wassergehalt, Glühverlust, TC, TIC, TOC, S), die Hauptelemente Si, Ti, Al, Mn, Fe, Ca, K, Na, P sowie ein Spurenelement (Zn) untersucht. Im Ergebnis dieser Analysen wurde insbesondere anhand der Parameter TOC und TOC/S sowie P/Al und Zn/Al die Ausdehnung der anthropogen stärker veränderten oberflächennahen Sedimentschicht ermittelt.

„Sequentielle Phosphorextraktion“ (Dahlke 2006)

An insgesamt 15 Probestellen wurden neben den genannten Tiefenkernen zusätzlich ungestörte Sedimentkerne entnommen und über sequentielle Phosphorextraktion der Anteil und die Vertikalverteilung des bioverfügbaren Phosphors bis 30 cm Tiefe ermittelt. Im Ergebnis dieser Analysen erfolgte durch Tiefenintegration der P-Konzentrationen, Extrapolation auf die nach Ergebnissen langjähriger Untersuchungen der Arbeitsgruppe Schlungbaum an der Universität Rostock (Selig et al. 2006) ermittelte Ausdehnung der Schlickflächen und Korrektur um den refraktären Anteil eine Bestimmung des Inventars an bioverfügbarem Phosphor in den einzelnen Bodden. Die Größenordnung der jährlichen Freisetzungsraten wurde mit Abbaukonstanten von 0,1 bzw. 0,3 a⁻¹ berechnet, unter Verwendung einer durch Logarithmierung linearisierten Formel der Abbaukinetik nach Penn et al. (1995):

$$-\ln P_{L,t} = k \cdot t - \ln P_{L,t_0}$$

mit

$P_{L,t}$	P-Menge zum Zeitpunkt t
P_{L,t_0}	P-Menge zum Zeitpunkt t_0
k	Abbaukonstante (a ⁻¹)
t	Zeit (a) (hier 1 a)

„Zur Schadstoffbelastung der Schlicksedimente“ (Bachor 2006)

Für eine Anzahl gefrierkonservierter Schichtenproben der im erstgenannten Teilprojekt gewonnenen Tiefenkern wurden durch das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V weiterführende Schadstoffuntersuchungen veranlasst. Analysiert wurden dabei die toxisch wirkenden Schwermetalle As, Pb, Cd und Hg (148 Proben) sowie ausgewählte organische Schadstoffe (PAK, OCP, PCB in 54 Proben, zinnorganische Verbindungen in 20 Proben und Dioxine in 14 Proben). Die Schadstoffbelastung wurde anhand der Grenzwerte aus der Klärschlammverordnung (AbfKlärV), Richtwerten aus der Handlungsempfehlung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (HABAK-WSV), den EAC- (Ecological Assessment Criteria) Werten der OSPAR sowie den Vorsorgewerten der Bundesbodenschutzverordnung beurteilt.

Ausgehend von dem in Schlungbaum & Baudler (2001) genannten Referenz- bzw. Zielzustand wurde im Rahmen der Machbarkeitsstudie auch nach weiteren Ansätzen zur Bilanzierung der tolerierbaren P-Belastung gesucht. Spezifische Modelle, mit denen insbesondere auch die Wasseraustausch-Bedingungen in den Darß-Zingster Bodden simuliert werden können, stehen aber bisher nicht zur Verfügung.

Aufgrund des ausgeprägten Übergangscharakters mit nahezu limnischen Verhältnissen in der Ribnitzer See wurde als ein Ansatz die LAWA-Richtlinie zur Gütebewertung stehender Gewässer herangezogen (LAWA 1999), die es u.a. erlaubt, die Höhe des potenziell natürlichen Phosphoreintrags aus dem Einzugsgebiet abzuschätzen. Dabei werden die aus den Landflächen des Einzugsgebietes sowie über Deposition auf die Seefläche anfallenden Jahresfrachten an Phosphor ermittelt.

In einem weiteren Ansatz wurde versucht, aus den von Brockmann et al. (2005) für die weitere Umsetzung der EU-WRRL vorgeschlagenen Ziel-Konzentration in den Küstengewässern eine tolerierbare P-Belastung abzuleiten. Dabei fand wieder die Richtlinie zur Seenbewertung der LAWA (1999) Verwendung, die mittels dem empirischen Ansatz von Vollenweider unter Berücksichtigung der Verweilzeit (R_t) einen Zusammenhang zwischen der P-Konzentration im Zufluss (P_i) und der theoretischen Konzentration im See (P_λ) herstellt:

$$P_\lambda = \frac{P_i}{1 + \sqrt{R_t}}$$

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Referenz- und Zielzustand

Bei den Darß-Zingster Bodden handelt es sich um ein System aus vier perlschnurartig angeordneten Hauptbodden, die über flache Abschnürungen sowie rinnenförmige Gewässer miteinander in Verbindung stehen (Abb.1). Die Beschaffenheitsverhältnisse werden stark durch die Hydromorphologie beeinflusst. So weisen die einzelnen Bodden in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen (Flusswasserzufuhr, Wasseraustausch mit der Ostsee) z.B. typische Salinitätsabstufungen auf.

Die Boddenkette stellt als Bindeglied zwischen dem ca. 1.600 km² großen Einzugsgebiet und der vorgelagerten Ostsee ein wichtiges Puffersystem für landbürtige Stoffe dar und wies im ursprünglich natürlichen Zustand ein hohes Entlastungspotenzial hinsichtlich der Stoffeinträge in die Ostsee auf (Schlungbaum et al. 2001).

Zur Ermittlung des Referenz- bzw. Zielzustandes haben Schlungbaum & Baudler (2001) sowie Krech (2003) die naturgegebenen hydromorphologischen Bedingungen als Grundlage herangezogen und diese um die Background- bzw. Zielbelastung durch Nährstoffe erweitert (Güteklasse I bzw. II der LAWA-Richtlinie zur Güteklassifikation der Fließgewässer von 1998). Zur Ableitung der tolerierbaren P-Belastung haben die Autoren eine Applikation des Vollenweider-Modells angewendet, in der die hydraulische Größe aus dem Mittel der Basisdaten „nur Flusswasseraustausch (300 Mio. m³ a⁻¹)“ bzw. „nur Ostseewasseraustausch (2.750 Mio. m³ a⁻¹)“ bilanziert wurde.

Der P-Background bzw. die P-Zielvorgabe wurde mit 0,08 bzw. 0,23 g P m⁻² a⁻¹ ermittelt, was nach dem Vollenweider-Ansatz im (oligo- bis) mesotrophen Bereich liegt. Als maßgebend erwiesen sich aber die morphologischen und hydrographischen Bedingungen, die für die Boddenkette den eutrophen Gewässerzustand als potenziell natürlichen Zustand erwarten lassen. Aus dem Modell wurde für diesen Zielzustand eine tolerierbare P-Belastung von 0,6 g P m⁻² a⁻¹ als oberer Bereich der eutrophen Stufe abgeleitet.

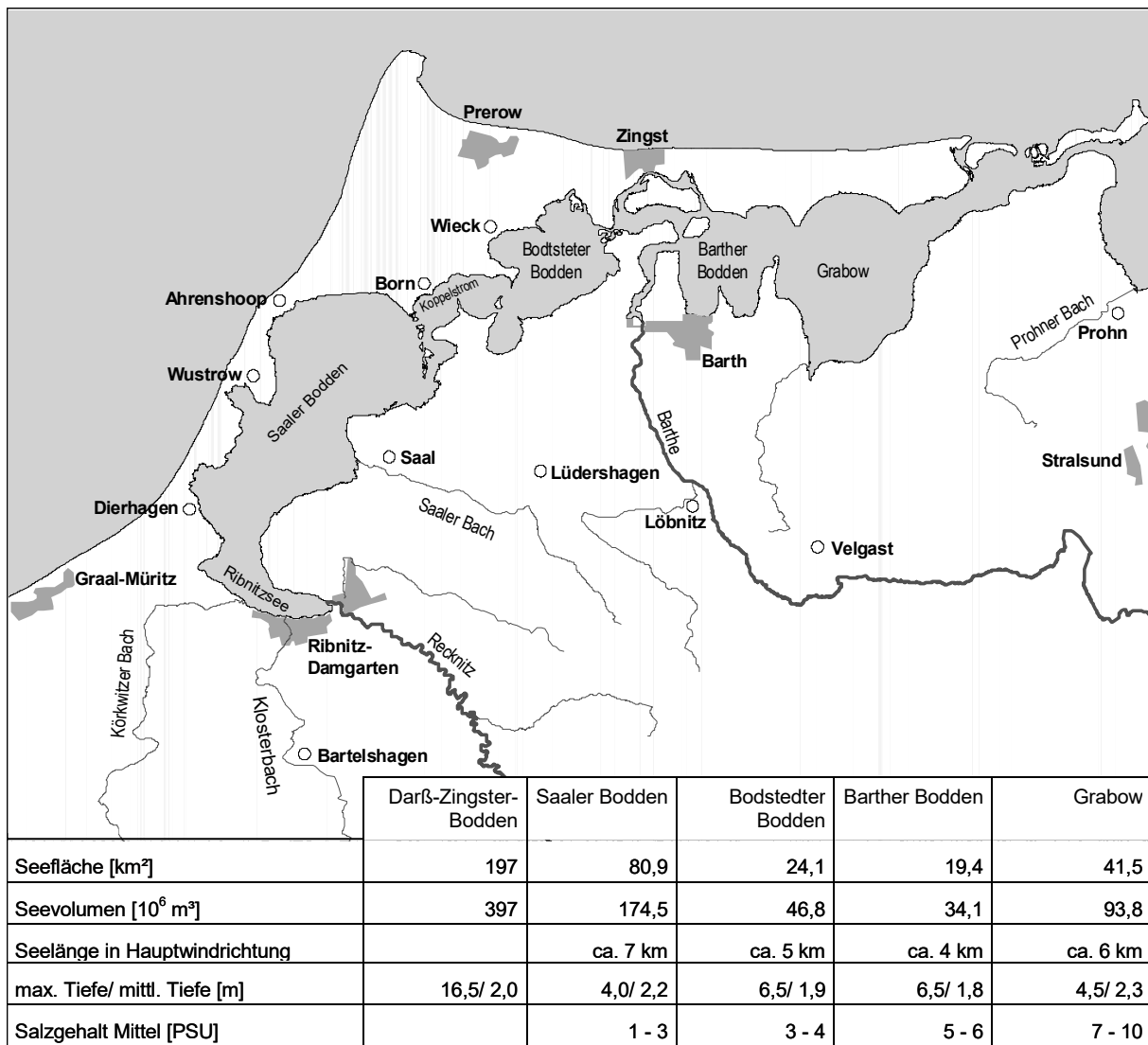


Abb. 1 Lage und hydrographische Kenngrößen der Darß-Zingster Boddenkette

Aus der Anwendung der LAWA-Richtlinie zur Seebewertung (LAWA 1999) errechnet sich anhand der spezifischen Eintragsraten für das gesamte Boddengebiet ein jährlicher natürlicher Phosphoreintrag aus dem Einzugsgebiet von etwa 14,6 t P. Dies entspricht etwa $0,07 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und ist damit der von Schlunbaum & Baudler ermittelten Backgroundbelastung vergleichbar. Die Berechnung der tolerierbaren Flächenbelastung auf der Basis der von Brockmann et al. (2005) vorgeschlagenen Orientierungswerte von $0,5\text{-}0,9 \mu\text{mol P l}^{-1}$ (Tab. 1) führt mit Werten von $0,3 - 0,6 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ebenfalls zu ähnlichen Ergebnissen, wie sie von Schlunbaum & Baudler sowie Krech (2003) abgeleitet wurden.

Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass für beide Berechnungen das Vollenweider-Modell die Grundlage bildete und nur verschiedene Szenarien zur Anwendung kamen. Eine sehr wichtige Größe bei der Anwendung des Modells ist die Verweilzeit und damit der Wasseraustausch im System. Bzgl. des Ein- und Ausstromverhaltens im Boddensystem gibt es bisher aber keine gesicherten Angaben, hier besteht noch Forschungsbedarf. Mit besseren Kenntnissen zum

Wasseraustauschverhalten würden sich auch die in den nachfolgenden Kapiteln dargestellten Bilanzansätze und daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen weiter absichern und detaillieren lassen sowie auch weiterführende Interpretationsmöglichkeiten ergeben.

Tab. 1 Ableitung einer tolerierbaren P-Belastung aus den Orientierungswerten von Brockmann et al. (2005)

Bilanzgröße	Einheit	unterer Wert	oberer Wert
Orientierungswerte TP (P_{λ})	$\mu\text{mol l}^{-1}$	0,5	0,9
	mg l^{-1}	0,0155	0,0279
Einstrom Ostsee	$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$	2.750	2.750
Einstrom Fluss	$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$	300	300
Einstrom gesamt	$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$	3.050	3.050
Volumen	10^6 m^3	400	400
Aufenthaltszeit (R_i) gesamt	a	0,131	0,131
Zuflusskonzentration (P_i) gesamt	mg l^{-1}	0,021	0,038
Fläche Darß-Zingster Bodden	m^2	197.000.000	197.000.000
Zielmenge Zustrom	t a^{-1}	64	116
Ziel-Flächenbelastung	$\text{g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$	0,33	0,59

3.2 Ableitung des Restaurierungsbedarfs

Resultierend aus der Jahrzehnte dauernden enormen Phosphorbefrachtung der Bodden, insbesondere der Ribnitzsee und des Saaler Boddens, fand eine starke Anreicherung von Nährstoffen in den Boddensedimenten statt, die vor allem durch Sedimentumlagerung infolge Wind und Wellen sehr leicht resuspendiert werden (Selig et al. 2006). Aus den Untersuchungen von Lampe (2005) zur Ausdehnung der anthropogen veränderten Schicht lässt sich ableiten, dass diese Umlagerungsprozesse etwa die oberen 30 cm der Schlicksedimente umfassen.

Die Untersuchungen von Dahlke (2006) ergaben, dass sich in diesen oberen 30 cm rund 6 - 47 g bioverfügbarer Phosphor je m^2 befinden. Bezogen auf die Schlickfläche ergibt sich für diese Tiefenschicht in der gesamten Boddenkette demnach eine Gesamtmenge von rund 1.100 t bioverfügbaren Phosphors. Davon entfallen allein 750 t auf die Ribnitzsee und den Saaler Bodden (Tab. 2). Dahlke geht im Unterschied zu Schlungbaum & Baudler (2001) aber nicht davon aus, dass das gesamte interne P-Reservoir jährlich einmal umgesetzt wird, sondern ermittelte aus in der Literatur genannten Abbaukonstanten von 0,1 - 0,3 a^{-1} für die Boddenkette jährliche Freisetzungsraten von 105 bis 285 t P.

Wie die Angaben in Tab. 2 zeigen, liegt die bilanzierte interne Belastung damit deutlich über den gegenwärtig vorhandenen externen Einträgen. Angegeben sind die

Mittelwerte aus dem Zeitraum 2001-2004, bilanziert nach Daten des LUNG M-V (2006) bzw. Angaben zu den atmosphärischen Einträgen von Bachor (2004).

Tab. 2 Bilanzierung der externen und internen Phosphorbelastung des Saaler Bodden sowie der gesamten Darß-Zingster Boddenkette

Belastungsquelle		Saaler Bodden		gesamte Boddenkette	
Externe Belastung					
Zuflüsse/Zwischengebiete	$t a^{-1}$	13,8		20,6	
Punktquellen	$t a^{-1}$	1,4		2,9	
Atmosphäre	$t a^{-1}$	1,6		3,9	
extern gesamt	$t a^{-1}$	16,8		27,4	
Flächenbelastung extern	$g m^{-2} a^{-1}$	0,21		0,14	
Interne Belastung					
intern verfügbar	t	750		1.100	
	Abbaukonstanten	0,1	0,3	0,1	0,3
intern gesamt	$t a^{-1}$	72	195	105	285
Flächenbelastung intern	$g m^{-2} a^{-1}$	0,91	2,47	0,53	1,45
Gesamt	$t a^{-1}$	88	212	132	313
Flächenbelastung	$g m^{-2} a^{-1}$	1,12	2,68	0,67	1,59

Entsprechend der diskutierten möglichen Zielzustände ist für die Darß-Zingster Boddenkette als Mindestziel eine Flächenbelastung von $0,6 g m^{-2} a^{-1}$ anzustreben. Daraus ergeben sich eine zur Zielerreichung theoretisch tolerierbare Phosphorbelastung von $118 t a^{-1}$ für die gesamten Bodden bzw. $47 t a^{-1}$ für den Saaler Bodden. Aus den Angaben in Tab. 2 wird deutlich, dass für das Erreichen dieser Zielsetzung je nach Annahme der Umsatzkonstante für die interne Freisetzung notwendige Belastungssenkungen von 14 - 194 t P für die gesamten Bodden bzw. 41 - 164 t P für den Saaler Bodden erforderlich sind.

Als größte Belastungsquelle der Darß-Zingster Bodden bieten die Sedimente das höchste P Senkungspotential und müssen daher als Restaurierungsmaßnahme prioritär in Betracht gezogen werden. Davon unberührt bleiben aber auch in Anbetracht der bilanzierten Background-Belastungen die Forderungen nach einer weiteren langfristigen Minimierung der diffusen Stoffeinträge in die Fließgewässer sowie der allgemeinen Verbesserung der Fließgewässerqualität bestehen.

3.3 Quantifizierung der Entnahmemengen

Aus der den ermittelten Freisetzungsraten zugrundeliegenden Gleichung der Abbaukinetik nach Penn et al. (1995) lässt sich durch Umstellung auf den Faktor $P_{L,t}$ eine „gewünschte“ Freisetzungsrates ermitteln und mit dieser wie in Abb. 2 dargestellt, auf einen dafür maximal im Sediment vorhandenen P-Vorrat zurückrechnen.

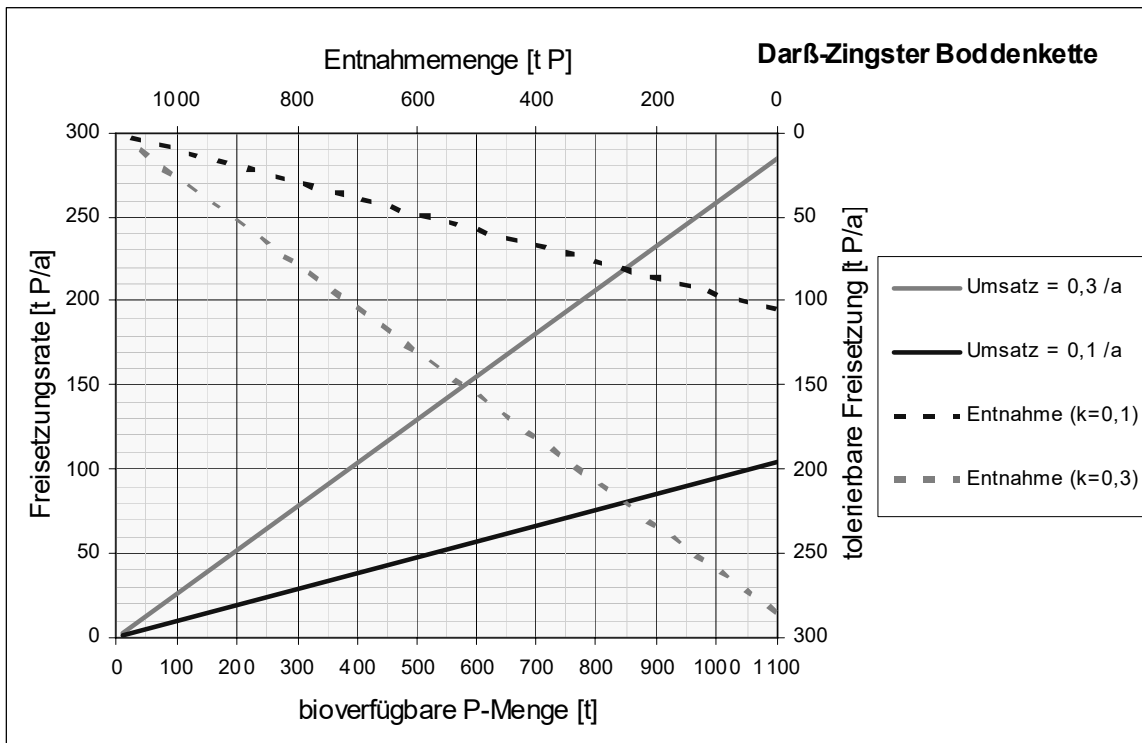


Abb. 2 Freisetzungsraten und notwendige P-Entnahmemengen

Bei einer nur noch gering veränderbaren externen Belastung von 27 t P a^{-1} und einem tolerierbaren P-Eintrag von 118 t P a^{-1} ergibt sich eine notwendige Reduktion der internen Belastung auf rund 90 t a^{-1} . Wie Abb. 2 zeigt, müsste somit der Ausgangsvorrat an bioverfügbarem Phosphor im Sediment je nach Annahme der Umsatzkonstante auf 950 bis 350 t P gesenkt werden, was eine Entnahme von 150 bis 750 t P bedeutet. Bezogen auf Schlammvolumina sind dies etwa 1,6 bis 8,1 Mio. m^3 Schlicksedimente, die aus der Boddenkette zu entnehmen sind.

Bei alleiniger Betrachtung des Saaler Boddens sind für die Zielerreichung 47 t P a^{-1} als Belastung tolerierbar. Bei einer momentanen Belastung von 88 bis 212 t P a^{-1} bedeutet dies eine notwendige Reduktion um 41 bis 164 t P a^{-1} bzw. eine Entnahme von 430 bis 635 t P oder 4,1 bis 6,1 Mio. m^3 .

Es ist zu erkennen, dass Restaurierungsmaßnahmen im Saaler Bodden einen ganz entscheidend positiven Effekt auf die gesamte Boddenkette erwarten lassen. Die allein für eine Restaurierung des Saaler Boddens zu entnehmenden Schlammvolumina entsprechen bereits 50 - 75 % der für die gesamte Boddenkette im Maximalfall zu entnehmenden Sedimentmenge.

Eine Entschlammung sollte sich daher als erstes auf den Saaler Bodden konzentrieren und dort begonnen werden. Sukzessive kann die Wirkung der Maßnahme auf den Saaler Bodden selbst sowie auf die übrige Boddenkette beobachtet werden und eröffnet bei gewünschtem positiven Effekt die Möglichkeit eines frühzeitigeren Abbruchs bzw. einer Aussetzung der Restaurierungsmaßnahme. Dies kann gerade im Hinblick auf den großen Schwankungsbereich der zu

entnehmenden P-Mengen und Schlammvolumina aufgrund der gewählten Abbaukonstanten von 0,1 und 0,3 vor allem auch im Hinblick auf die Unterbringung des Baggergutes zu Kostenersparnissen führen.

3.4 Unterbringungsstrategien

Während die technische Realisierung der reinen Baggermaßnahme auf Basis des gegenwärtigen Standes der Technik eine durchaus lösbare Aufgabe darstellen sollte¹, erweist sich die Sedimentunterbringung in den bilanzierte Größenordnungen bis ca. 8 Mio. m³ auch unter den gegebenen rechtlichen Voraussetzungen (insbesondere Abfallrecht und Bodenschutz) als vergleichsweise schwierige Problematik. Unter den grundlegenden Aspekten der Wirtschaftlichkeit und Genehmigungsfähigkeit wurden im Rahmen der Machbarkeitsstudie insbesondere die Unterbringungssektoren „Landwirtschaft“ und „Landschaft“ betrachtet.

Die Unterbringung von Baggergut in der Landwirtschaft unter dem Aspekt einer standortqualitativen Verbesserung erscheint aufgrund der enormen Kosten (10-17 € m⁻³) und organisatorisch-planerischer Unwägbarkeiten als nur begrenzt realisierbare Variante.

Eine landwirtschaftliche Verwertung ist aber grundsätzlich möglich, da die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchung durch Bachor (2006) zeigen, dass der überwiegende Teil der Sedimente den Anforderungen der Bundesbodenschutzverordnung genügt. Als ungünstig erweisen sich hier allerdings die z.T. sensible Nutzungsstruktur (ökologischer Landbau) als auch die enormen Transportaufwendungen und die langen Zeiträume, die bei Vorbehandlung des Materials entstehen würden.

Im Vergleich wesentlich günstiger und planerisch-organisatorisch überschaubarer stellt sich eine Baggergutunterbringung im Sektor Landschaft dar. Vertiefend betrachtet wurden die Szenarien „Flächenaufhöhung durch Überschlickung“ sowie die „Errichtung künstlicher Auflandungen“ in den Darß-Zingster Bodden, die z.B. zu einer Habitatinsel entwickelt werden können (Quandt & Knaack 2005). Sowohl die spezifischen Kosten für die Baggerung und Unterbringung als auch die zu erwartenden Umsetzungszeiträume liegen mit 5-7 € m⁻³ weit unter denen einer Baggerung mit nach geschalteter landwirtschaftlicher Verwertung. Von großem Vorteil stellen sich die vergleichsweise kurzen Transportwege und die enorme Unterbringungs Kapazität dar. Eine Kombination beider Unterbringungsszenarien "Flächenaufhöhung durch Überschlickung" und der aquatischen Unterbringung "Habitatinsel" könnten vorteilhaft miteinander verknüpft werden.

¹ Um eine starke Freisetzung von Nährstoffen bei diesen Arbeiten zu verhindern, müssen Baggergeräte zum Einsatz kommen, die eine hohe Abtragsgenauigkeit, eine minimale Materialverwirbelung und das Nichtentstehen loser Sedimentlagen gewährleisten. Diese Anforderungen erfüllen nach IADC – CEDA (1998) u.a. solche für die Entfernung kontaminierter und sehr weicher Sedimente entwickelten Schnecken- und Scheibenbagger.

5 Ausblick

Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie unterstreichen nochmals die dringliche Notwendigkeit zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in der Darß-Zingster Boddenkette, machen aber auch deutlich, dass eine Verbesserung in überschaubaren Zeiträumen nur durch umfassende Restaurierungsmaßnahmen erreicht werden kann. Die Entschlammung wird dabei als prioritäre Maßnahme angesehen, da sowohl die Wirksamkeit als auch die Umsetzbarkeit belegt werden konnten. Die Machbarkeitsstudie zeigt die notwendigen Rahmenbedingungen für eine Entschlammung auf und kann somit nun als Grundlage der weiteren Entscheidungsfindung bei den noch offenen Fragen (z.B. Rechtslage, Finanzierung) dienen.

Danksagung

Das Projekt wird im Auftrag des Landkreises Nordvorpommern durchgeführt und durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Stralsund finanziell gefördert. Ein besonderer Dank gilt Dr. Bachor (LUNG M-V) sowie Dr. Dahlke und Prof. Lampe (Universität Greifswald) für die Durchführung und Auswertung der Sonderuntersuchungen sowie allen Akteuren in den AGENDA-Arbeitsgruppen für die konstruktive Mitwirkung und Diskussion der vielfältigen Aspekte des Projektvorhabens.

Literatur

- Bachor A (2006) Zur Schadstoffbelastung der Schlicksedimente - Teilprojekt zu „Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette“. Abschlussbericht, unveröffentlicht
- Bachor A (2004) Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation. Universität Greifswald
- Brockmann U, Topcu D & Schütt M (2006) Referenz- und Schwellenwerte für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Bericht, BLM-AG
- Dahlke S (2006) Sequentielle Phosphorextraktion - Teilprojekt zu „Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette“. Abschlussbericht, unveröffentlicht
- IADC – CEDA (1998) Umweltaspekte in der Naßbaggerei: Maschinen, Methoden und die Verminderung der Umwelteinflüsse. Heft 4. Hrsg.: Internationale Vereinigung von Naßbaggerunternehmen (IADC), Den Hag, NL; Zentrale Naßbaggerorganisation (CEDA), Delft, NL
- Krech M (2003) Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation Universität Rostock
- Lampe R (2005) Untersuchungen an Schlickkernen in der Darß-Zingster Boddenkette - Teilprojekt zu „Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette“. Abschlussbericht, unveröffentlicht
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999) Gewässerbewertung - stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag Berlin
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin

LUNG – Landesamt für Umwelt, Naturschutz und geologie Mecklenburg-Vorpommern (2005) Ergebnisse der Bestandsaufnahme WRRRL sowie Daten zur Beschaffenheit der Zuläufe der Darß-Zingster Boddenkette. Unveröffentlichter Datenbestand. Güstrow

Penn MR, Auer MT, van Orman EL & Korienek JJ (1995) Phosphorus Diagenesis in Lake Sediments: Investigations using Fractionation Techniques. *Max Freshwater Res.* 46: 89-99

Quandt T & Knaack B (2005) Entnahme und Unterbringung organikhaltiger Sedimente aus Saaler Bodden und Ribnitzer See – Ein Szenario. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 13: 83-94

Schlunbaum G & Baudler H (2001) Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.* 1/2001: 209 p

Schlunbaum G; Baudler H & Krech M (2001) Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden – Nährstoffeinträge/Nährstoffbilanzen. *Meer und Museum, Stralsund*, 16: 25-34

Selig U, Baudler H, Krech M & Nausch G (2006) Nutrient accumulation and nutrient retention in coastal waters – 30 years investigation in the Darss-Zingst Bodden chain. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34: 9-19

www.agenda-nvp.de.vu/: Homepage der Lokalen Agenda 21 Darß-Zingster Boddenlandschaft (Möglichkeit zum Download des Enddokuments)

Autoren:

Steffen Biele & Michael Thomas
UmweltPlan GmbH Stralsund
Tribseer Damm 2
18437 Stralsund
Email: sb@umweltplan.de

Toralf Quandt
WASTRA-Plan Ingenieurgesellschaft mbH
Oll-Päsel-Weg 1
18069 Rostock

Burkhard Voigt
Landkreis Nordvorpommern
Untere Wasserbehörde
Bahnhofstraße 12/13
18507 Grimmen

Günther EICHWEBER

Wasserbauliche und ökologische Bewertungskriterien für Umlagerungsstrategien in der Unterelbe

Abstract

The Elbe estuary shows a variety of complex physical phenomena. The development of tidal subharmonics ruling the sediment regime, the instability by effect resonance and residual transports of sand and fines in opposite directions are a big challenge for the maintenance of the river. Concepts of sediment management including the use of controlled cycles of dredged and relocated sand are proposed to regain the morphological stability. To avoid the cycles of dredged fines requires a new approach of assessment of long-term economical and ecological effects.

Keywords: Elbe, sediment management, dredging

1 Einleitung

Die Entwicklung der Tideelbe ist seit rund 800 Jahren anthropogen überprägt. In diesem Beitrag soll skizziert werden, welche Folgen die einzelnen Eingriffe auf das Regime hatten und in welcher Weise die Unterhaltung der Fahrrinne zu einer Minderung der negativen Folgen beitragen könnte.

2 Geschichte der Veränderungen der Tideelbe

2.1 Deichbau und Flußvertiefungen

Die Deichbauten begannen vor rund 1000 Jahren; um 1200 n.Chr. bestand an der Tideelbe eine geschlossene Deichlinie. Die Reduzierung des Überflutungsraumes, die dadurch erreicht wurden, betrug rund 95 %. Eine weitere einschneidende Reduzierung des Überflutungsraumes fand erst nach der Sturmflut von 1962 statt, als die Nebenflüsse mit sturmflutkehrenden Sperrwerken versehen und die Deiche auf weiten Strecken vorverlegt wurden. Damit sind von dem verbliebenen Überflutungsraum weitere 74 % auf niedersächsischer und 54 % auf schleswig-holsteinischer Seite eingedeicht worden, so dass, verglichen mit dem Zustand vor den Deichbauten, nur etwa 2 % des ursprünglich bis an die Geest reichenden Überflutungsraumes übrig geblieben sind (Abb. 1).

Die Tideelbe der Nacheiszeit war bis dahin eine Senke für die Sedimentflüsse. Von der Mittel- und Unterelbe wird ein gleichmäßiger Zustrom von Sediment gefördert, der nur nach Beginn der Eisenzeit etwa mit Beginn der Zeitrechnung durch die einsetzenden Entwaldungen und Bodenerosionen für einige Jahrhunderte noch größere Werte annahm (Paluska 1992). Der überwiegende Teil der Sedimente, die dem Marschland die Anpassung an den Meeresspiegel ermöglichten, muss aus Gründen der Mengenbilanz von See gekommen sein. Die Rinnegeometrie und der Verlauf der Tideströmungen müssen so gewesen sein, dass dieser stromauf gerichtete Transport mit dem Flutstrom auch stattfinden konnte. Die alten Karten, die einen für flutstromgeprägte Rinnen typischen flachen Verlauf zeigen, könnten in diesem Sinne zu interpretieren sein.

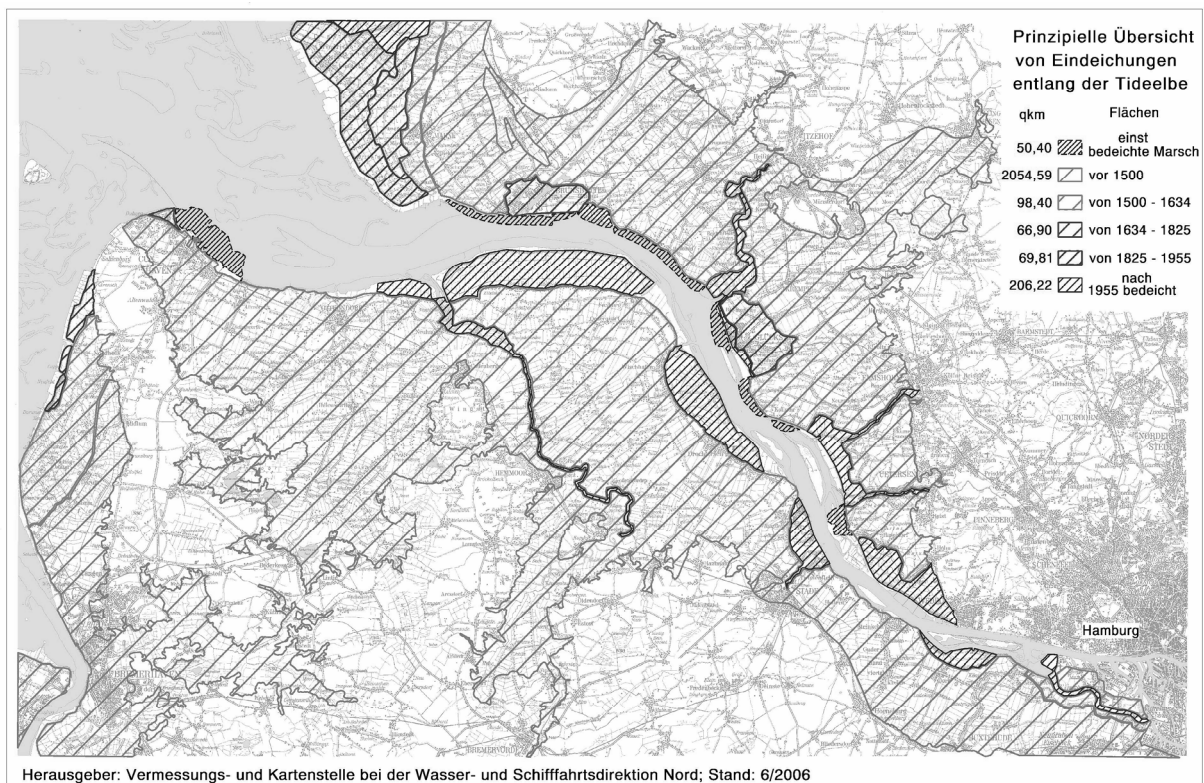


Abb. 1 Entwicklung des Überflutungsraumes der Unterelbe

Durch die Eindeichungen wurden die Räume, in denen das von See und oberstrom heranzuföhrte Sediment sich ablagern konnte, dem System entzogen. Bei unveränderter Tidedynamik erzeugt dies kurzfristig einen Sedimentüberschuss im System. Dieser führt zu entsprechend rascher Verlandung der verbliebenen Randbereiche, der Vorländer, der Watten und der Nebenarme der Elbe. Die Rinne wird dadurch zwangsläufig schmaler. Ihre Morphologie und die damit entstehende Tidedynamik bewirkten eine Abnahme der flutstromerzeugten und eine Zunahme der ebbedominierten Transporte. Die Elbe zeigte daraufhin das für ebbedominierte Rinnen typische schmale Gewässerbett mit zunehmender Konzentration der Strömung auf eine Hauptrinne.

In diese Entwicklung hinein begannen im 19. Jahrhundert die durch die Dampfbagerei möglichen großen Vertiefungen der Fahrrinne der Tideelbe. Ab 1868 wurde die Elbe im Hamburger Raum auf 5 m vertieft (Köhlbrandvertrag). Die Elbe war bis zum Mittelalter im Stromspaltungsgebiet bei Niedrigwasser zu Fuß passierbar. Dies führte zur Entwicklung eines Süd-Nord-gerichteten Handelsweges nach Lübeck und im 10. Jahrhundert zur Gründung der Stadt Hamburg an der Stelle, wo der Schiffahrtsweg und die Handelsstraße sich kreuzten. Angesichts dieser Tatsache waren 5 m Wassertiefe schon eine große Veränderung. Es folgten 1897 die Vertiefung auf 6 m und 1910 auf 8 m; der 10 m-Ausbau wurde um 1930 begonnen und in den 50er Jahren abgeschlossen. Diese Ausbaumaßnahmen betrafen nur die obere Tideelbe, da in der mittleren und unteren Tideelbe die Tiefen noch ausreichten.

Die Tide wurde verstärkt durch diese Ausbauten; ihre besondere Charakteristik, die darin begründet ist, dass ein großer Teil der Energie in den Untiefen des Stromspaltungsgebietes reflektiert wurde, verstärkte sich. Mit den weiteren Vertiefungen, die 1978 13,5m erreichten, bildete sich der Übergang zu flacheren Hafengebieten stromauf des alten Elbtunnels bei den Landungsbrücken als neue Reflexionsstelle der Tideelbe aus. In der Süderelbe wurde mit dem Ausbau des Fahrwassers für Seeschiffe bis zum Wendebassin ebenfalls eine Reflexionsstelle geschaffen. Die Reflexionen aus Norder- und Süderelbe waren bis zum Ausbau des Containerterminals Altenwerder nahezu phasengleich. Der Tidehub nimmt hier den maximalen Wert in der gesamten Unterelbe an (Abb. 2).

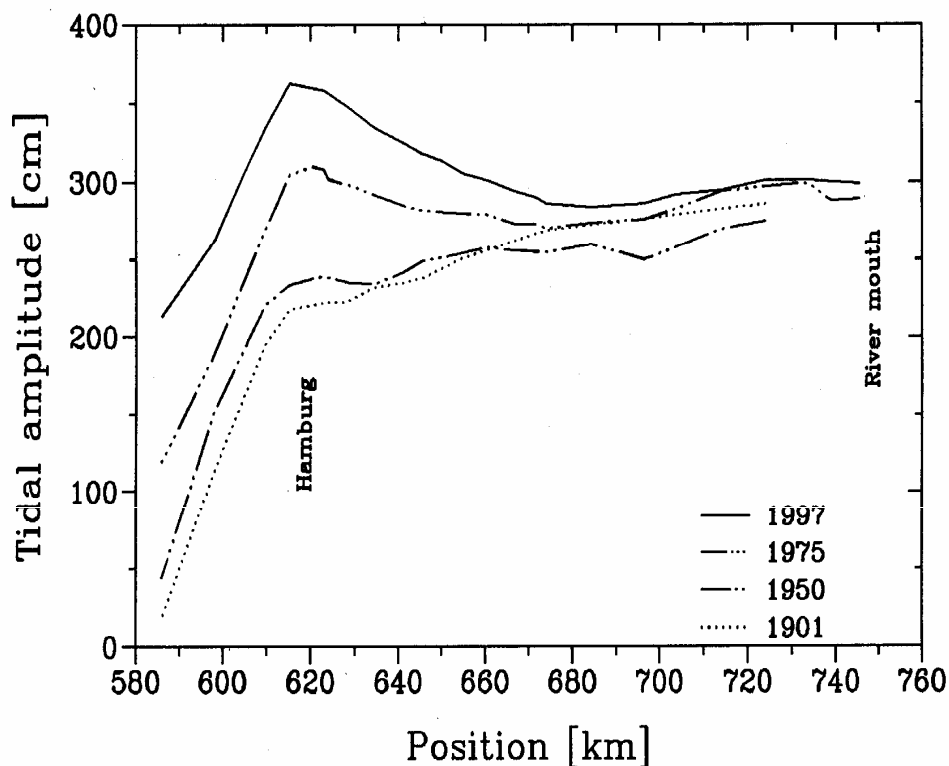


Abb. 2 Zunahme des Tidehubes im Reflexionsbereich bei Hamburg St. Pauli

Die Hauptrinne ist in ihrer heutigen Form das Ergebnis umfangreichen Strombaus. Die natürliche Dynamik, die auch die wechselnde Aktivierung alternativer Nebenrinnen einschloss, ist weitgehend durch eine gebündelte Strömung in einer festgelegten Rinne ersetzt worden. Dieses ist allerdings nicht vollständig gelungen, so dass qualitativ die Elemente der Ebb- und Flutstromwege und ihrer Ausprägungen im Gewässerbett noch vorhanden sind. Die Rinne gliedert sich in Bereiche sehr unterschiedlicher Strömungskräfte; Abschnitte mit bis zu 3 m hohen Rippelstrukturen folgen im Wechsel solchen mit strukturlosen Schluffsedimenten. Etwa 40 % der Rinnenstrecke werden regelmäßig bis gelegentlich unterhalten; 60 % sind meist tiefer als die Schifffahrt erfordert und benötigen selten eine Unterhaltung. Hier reichen die Tiefen bis zu 30 m unter dem Niedrigwasser.

Die vielleicht wesentlichste Veränderung, die diese Rinne im 20. Jahrhundert erfahren hat, ist die Vertiefung in den Bereich unterhalb der fast überall anstehenden, erosionsstabilen Kleilagen. Diese hatten bis vor dem 10 m-Ausbau streckenweise eine ebene Sohle gebildet, die hydraulisch wie eine betonierte Gewässersohle wirkte und auf der sich kein Sediment lösen konnte. Die Durchbaggerung dieser Kleilage hat die Bildung eines Sandtransportregimes eingeleitet und die Bildung der großen Transportkörper wie auch der Wechsel von Baggerstellen und Übertiefen ermöglicht, die bis auf einige wenige danach entstanden sind. Noch heute ist dieser Sachverhalt auf den Tiefenplänen erkennbar, da die Hauptrinne über weite Strecken seitlich im Tiefenbereich von ungefähr -12 m bis -8 m von steilen, erosionsfesten Böschungen begrenzt wird (Abb. 3).

Eine aktive Mehrrippendynamik ist noch in der Außenelbe anzutreffen, wo die Strömung die Mittelrinne und die Norderinne annimmt. Die Mittelrinne wird dabei durch den Leitdamm Kugelbake so beruhigt, dass für die verlässliche Lage des Schifffahrtsweges keine Gefahr besteht.



Abb. 3 Die Durchbaggerung der erosionsfesten Kleilage ist noch heute auf den Tiefenplänen erkennbar

2.2 Unterhaltungsentwicklung der 80er und 90er Jahre

Die Gezeitenwelle in der Tideelbe weist eine Besonderheit auf, die sie von den meisten anderen Ästuaren unterscheidet: die halbtägige Tide passt in die Länge des Systems so genau, dass sich eine stehende Welle ausbildet. Hierbei dienten früher die flachen Bereiche des Stromspaltungsgebietes oder heute die Sprünge im Tiefenverlauf bei St. Pauli und in der Süderdelbe als Reflektoren am oberen Ende. Die Öffnung der Mündung bei Scharhörn bildet eine Reflexion am offenen Ende aus. Die so entstehende Schwingung des Systems bildet auch Oberschwingungen, die sich in ähnlicher Weise wie im Musikinstrument einstellen. Ihre Überlagerung führt zu der charakteristischen Energieverteilung des Systems; sie bestimmt die Lage der Baggerstellen, Übertiefen (Eichweber & Lange 1996, 1998) und den Kurvenverlauf (Abb. 4, 5).

Die Baggerstellen zeigen daher eine Anordnung, die einem einfachen arithmetischen Schema folgt:

Hamburg	Scharhörn
	$2/3$ $1/3$
	$2/5$ $2/5$ $1/5$
	$2/7$ $2/7$ $2/7$ $1/7$
	$2/9$ $2/9$ $2/9$ $2/9$ $1/9$
$2/11$	$2/11$ $2/11$ $2/11$ $2/11$ $2/11$ $1/11$

Dort, wo aufgrund der Obertidenresonanz hohe Energie herrscht, bilden sich nicht nur Übertiefen, sondern der Strom weicht auch seitlich aus und zeigt dort besonders scharfe Kurvenkrümmungen. Die Minima der Energie stimmen mit den geraden Abschnitten und den Wendepunkten des Kurvenverlaufs überein (Eichweber 1998). Diese passende Morphologie deutet darauf hin, dass die wichtigsten Obertiden schon einige Jahrhunderte in Resonanz schwingen.

Die Entwicklung der Baggermengen im Längsprofil zeigt in den 80er Jahren deutliche Hinweise auf die zunehmende Bedeutung der Obertiden für die Eintreibungen (Abb. 6). Die Eintreibungen, die in der Vergangenheit als Folge der Kurven und der damit verbundenen unterschiedlichen Wege der Ebbe- und der Flutströmungen (transversale Schwingungen) gedeutet wurden, würden demnach auch in einem geradlinigen System in gleicher Weise auftreten, da sie überwiegend als Folge der Resonanz von longitudinalen Wellen zu interpretieren sind.

Die Schwebstoffverteilung in der Tideelbe ist bestimmt durch eine Vielzahl biologischer und chemischer Prozesse, bei denen die große Menge der Algen aus der Mittelbe eine bestimmende Größe ist. Früher starben diese bei dem Kontakt mit dem Salzwasser in der Brackwasserzone und bauten dabei die Trübungszone auf. Seit den Fahrrinnenvertiefungen führt die große Wassertiefe ab Hamburg dazu, dass die Algen nicht genug Licht bekommen und absterben. Neben diesen Prozessen ist die lokale Verteilung der Schwebstoffe auch von den Oberschwingungen geprägt: die Konzentrationen sind in den Bereichen geringerer Strömungsgeschwindigkeiten erhöht (Rolinski & Eichweber 2000).

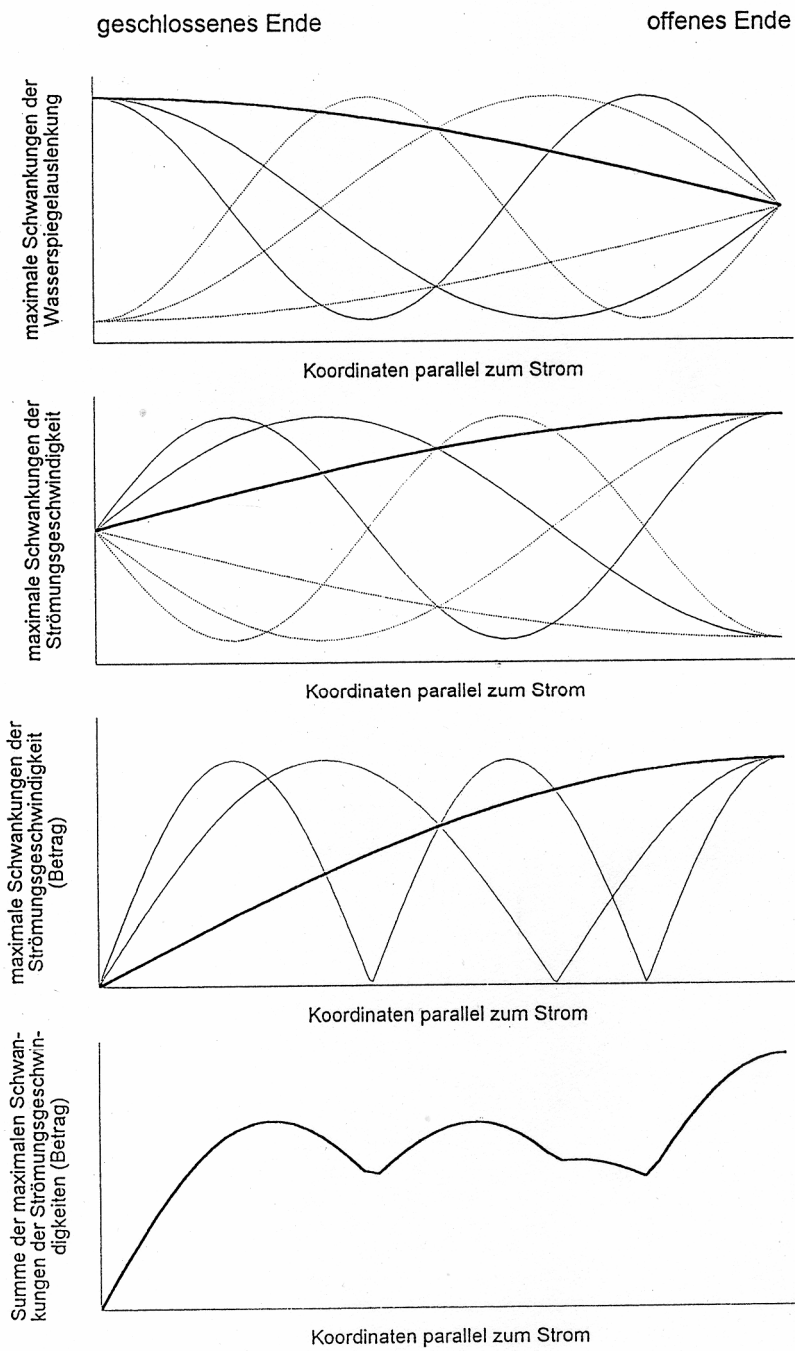


Abb. 4 Entstehung der Grundschwingung und der ungeraden Oberschwingungen in einem einseitig offenen System (Eichweber & Lange 1996, 1998)

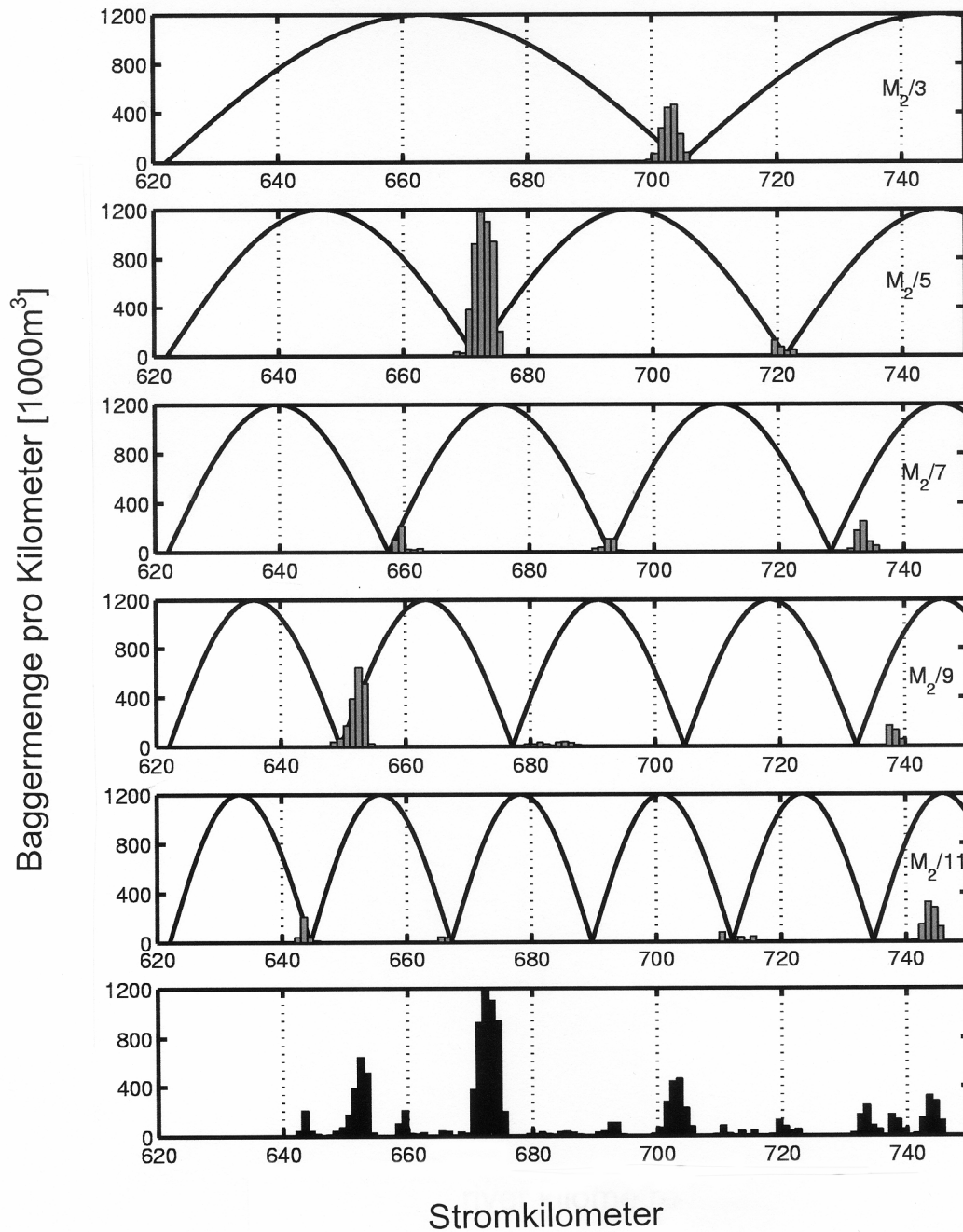


Abb. 5 Qualitative Verläufe der Strömungskomponenten, die den Obertiden zuzuordnen sind korrelieren mit den Baggerstellen und Übertiefen der Tideelbe (Eichweber & Lange 1998)

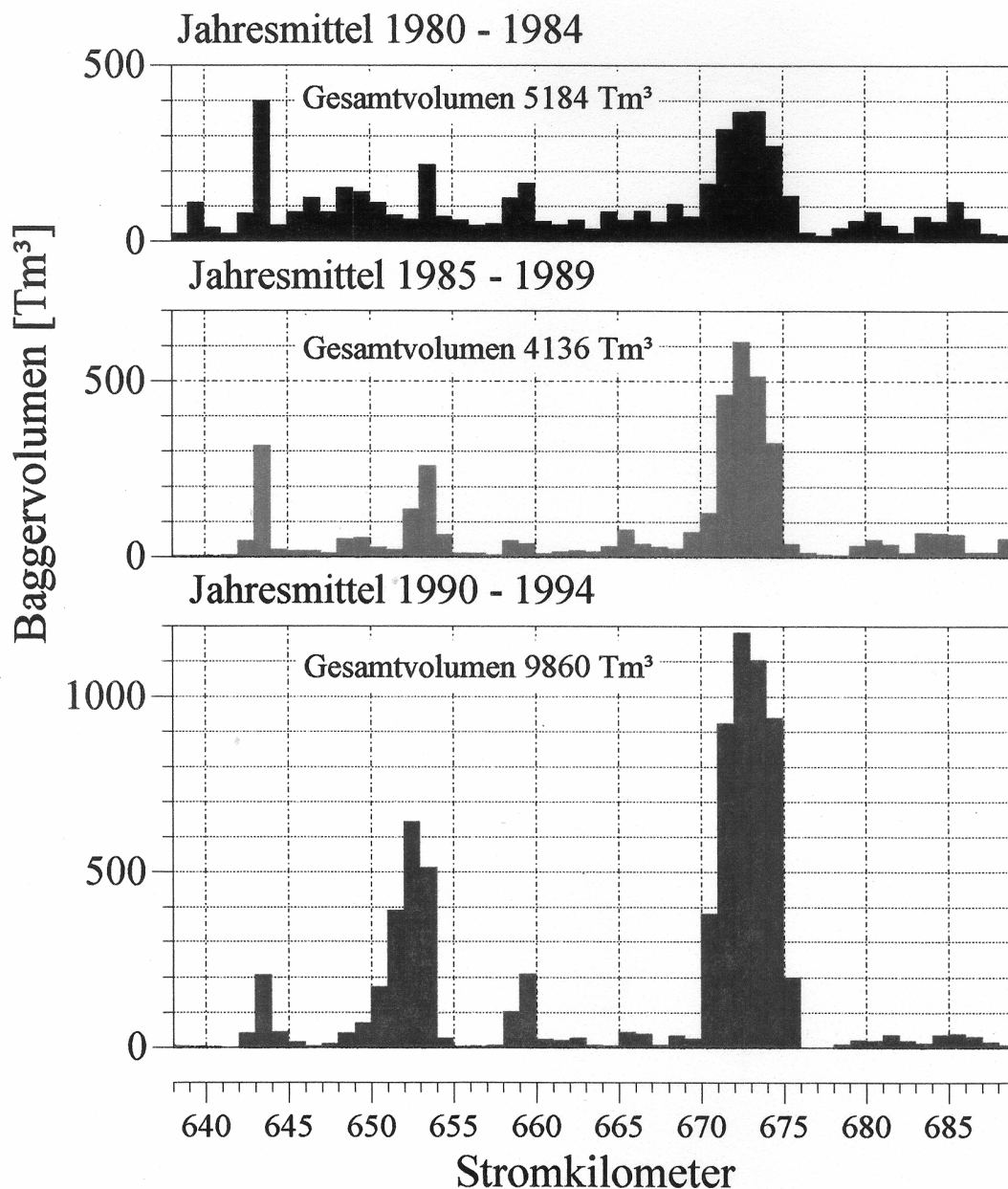


Abb. 6 Die lokale Konzentration der Eintreibungen ist ein Indiz für die zunehmende Bedeutung der Obertiden (Eichweber & Lange 1996)

3 Problembeschreibung

3.1 Sedimenthaushalt heute

Die Zunahme der Bedeutung der Obertiden kann auf der Basis der Strömungsmessungen nur für die M_6 , die Obertide mit der größten Amplitude in der Tideelbe, bestätigt werden (Abb. 7). Diese hat eine besondere Bedeutung für den steilen Verlauf der Wasserstandskurve nach Niedrigwasser und damit für den besonders starken Flutstrom in dieser Phase (s. 3.2).

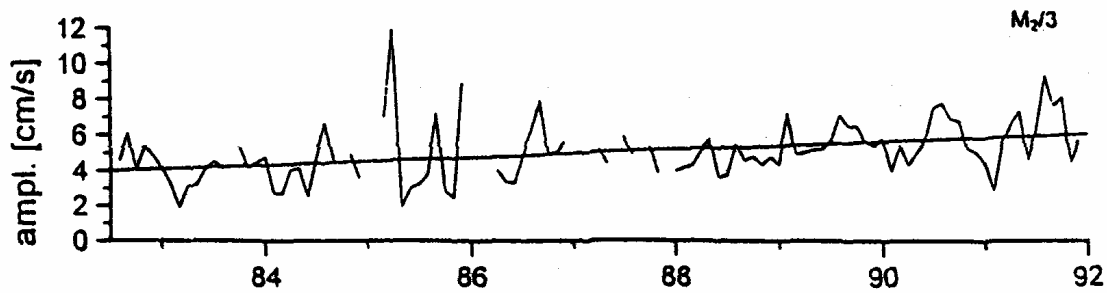


Abb. 7 Die Amplitude der M_6 hat in zehn Jahren um 50% zugenommen. Spektralanalyse von Strömungsmessungen im Bereich Cuxhaven (Eichweber, Lange 1998)

Die damit angesprochene selbstorganisierte Resonanz der Tide in der Tideelbe betrifft natürlich auch die halbtägige Tide. Bakker (Bakker 1998) hat die Resonanzentwicklung als eigenständigen Prozess, der ohne menschliches Zutun zur Verstärkung der Tide führt, beschrieben. Die Erosion im Gewässerbett, besonders der Mündung, und die Tidedynamik verstärken sich dabei gegenseitig (Abb. 8). Die Daten von Mündungsquerschnitt und Wasserstand legen nahe, dass auch insgesamt, nicht nur für die Obertiden, eine solche Entwicklung in der Elbe stattfindet.

Durch Eingriffe, die wie der Fahrrinnenausbau die Dämpfung erniedrigen, kann der Prozess beschleunigt werden. Durch Veränderungen der Reflexion ebenfalls, so dass anzunehmen ist, dass auch Verfüllungen von Hafenbecken in Hamburg die Entwicklung begünstigen.

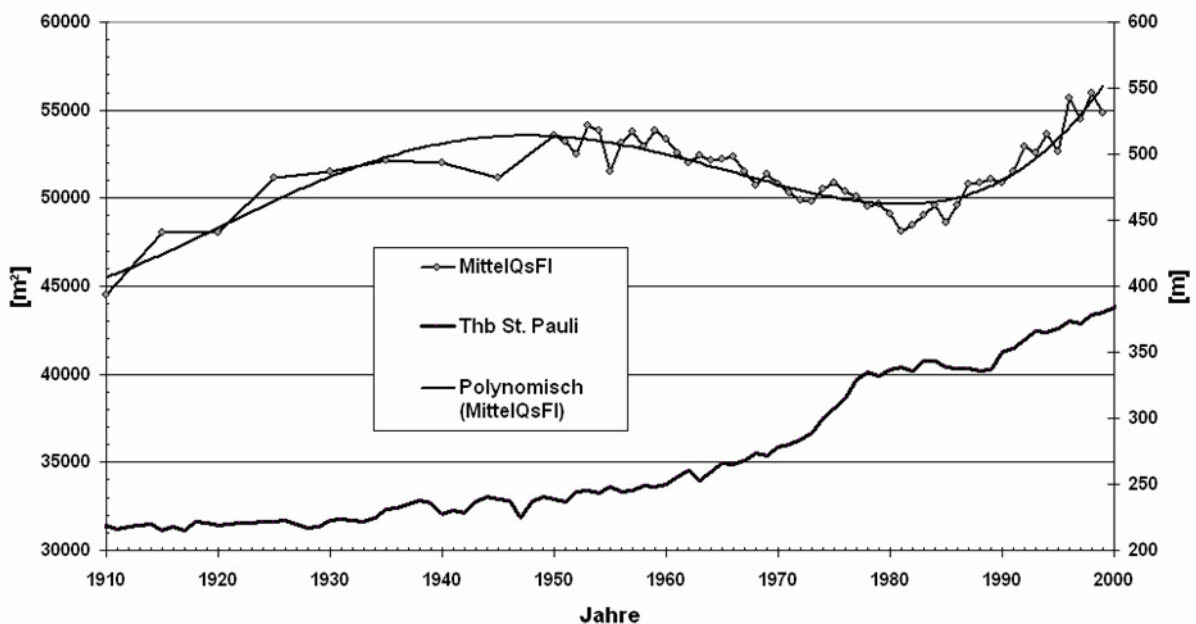


Abb. 8 Zunahme von ausgewählten Querschnitten der Elbmündung und Tidehub bei St. Pauli

Nach dem Fahrrinnenausbau von 1999 haben sich die Unterhaltungsschwerpunkte verändert. An der größten Baggerstelle bei Glückstadt wurden die Eintreibungen wie beabsichtigt reduziert. Die Baggermengen in den übrigen

Bereichen blieben zunächst stabil (Abb. 9). Nach und nach zeigte sich, dass der Bereich zwischen Stade und Hamburg für sich genommen einen deutlichen Anstieg der Eintreibungen aufwies. Dieses wurde mit einem verstärkten stromauf gerichteten Transport in Verbindung gebracht. Darüber hinaus wird hier der Aspekt der Kreislaufbaggerung bedeutsam, der im nächsten Abschnitt betrachtet wird.

Baggermengen an der Elbe von 1995 bis 2005 - nur Umlagerung im Gewässer

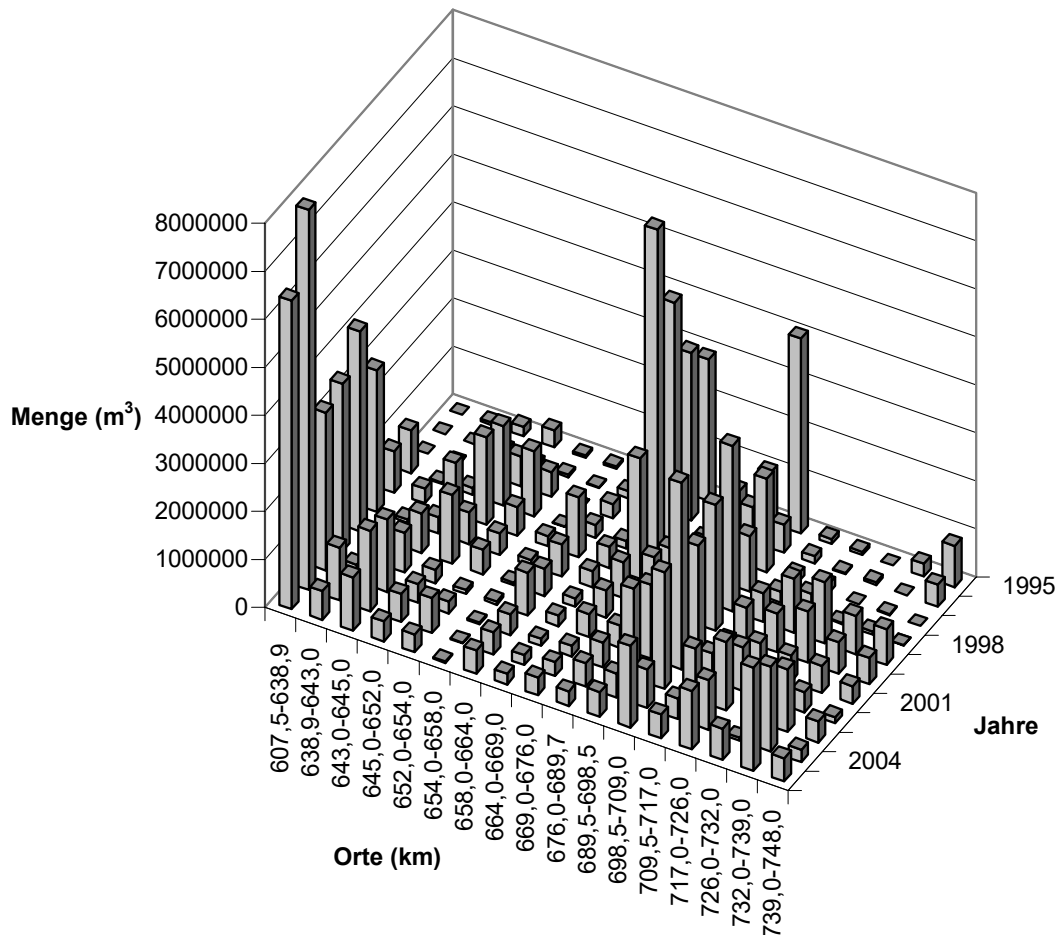


Abb. 9 Entwicklung der Baggermengen nach dem letzten Fahrrinnenausbau 1999

Die beobachteten stromauf gerichteten Transporte von Schlick und Sand besonders im Abschnitt zwischen Glückstadt und Hamburg können noch nicht umfassend gedeutet werden. Grundsätzlich ist diese Erscheinung als natürliches Phänomen bekannt. Flutstrom geprägte Transporte finden besonders im Flachwasser und auf dem Watt statt. Im Flachwasser sind besonders die Tiefenbereiche durch die Flut geprägt, in denen sich durch den besonders steilen Wasserstandsanstieg während der ersten zwei Stunden nach Niedrigwasser hohe Sohlschubspannungen bilden. Die Zunahme dieser Transporte und die neue Erscheinung, dass auch Feinsand stromauf bewegt wird, deuten an, dass auch in der Fahrrinne flutstrominduzierte Transporte auftreten. Ob dieses allein durch

Veränderungen der Tidedynamik erklärt werden kann, ist unsicher. Untersucht wird auch die Möglichkeit, dass die Mobilisierung von Sediment durch die Schiffspassagen eine Rolle spielt. In tideabhängiger Fahrt befahren diese den zur Diskussion stehenden Stromabschnitt einkommend wie auslaufend jeweils bei Flut.

3.2 Partialtiden und residuelle Transporte

Die residuellen Transporte sind wesentlich bedingt durch die Asymmetrie der Tidekurve und die daraus folgenden Unterschiede im zeitlichen Verlauf der Flut- und Ebbestromgeschwindigkeiten. Diese erzeugen sowohl die fortschreitende Mündungserosion mit ihren Folgewirkungen für die Tide als auch die Akkumulation von Feinsedimenten im Hamburger Raum. Der Verlauf der Tidekurve kann in Beziehung zur topographischen Niveauflächenverteilung gesehen werden. Der starke Wasserstandsanstieg am Anfang der Flutphase fällt in den Bereich, wo die Watten noch trocken liegen. Wenn die Watten dann so weit überflutet sind, dass die Wassertiefe eine ausreichende Strömungsgeschwindigkeit zulässt, wirkt der damit erweiterte Querschnitt und führt dazu, dass sich die Kurve abflacht und auch die Strömungsgeschwindigkeiten zurückgehen (Abb. 10). Die Höhe und Ausdehnung des Flachwassers und Watts hat demnach eine prägende Bedeutung für den Verlauf der Tidekurve.

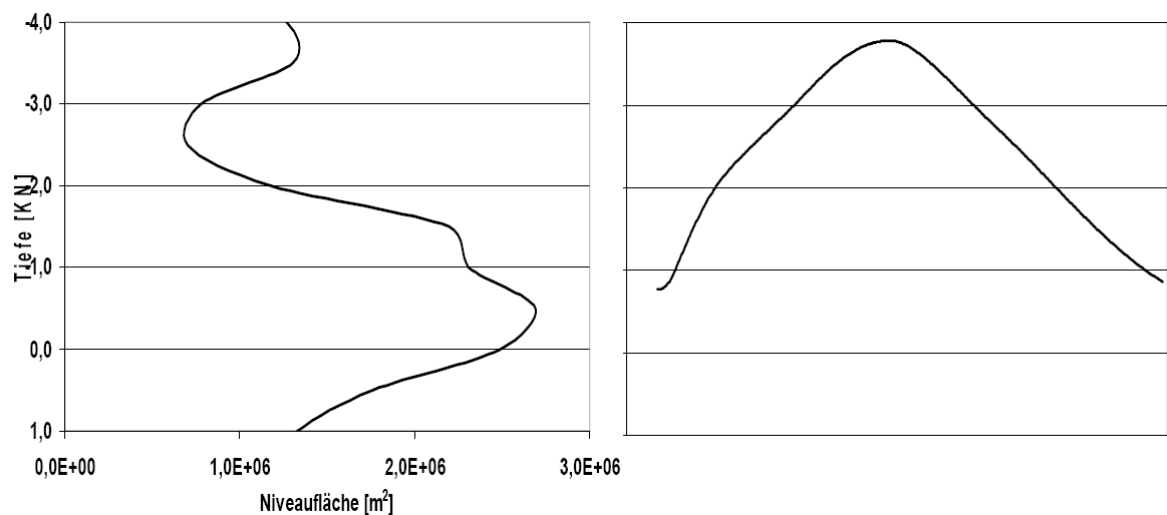


Abb. 10 Die Niveauflächenverteilung des Flachwassers und Watts im Raum Hetlingen/Stade gibt an, wie viel Fläche auf ein Tiefenintervall von 1 m entfällt. Sie weist typischerweise im Bereich des Watts ein Flächenmaximum auf; in diesem Beispiel 0,5 m oberhalb Kartennull. Der Verlauf der Tidekurve in diesem Gebiet (hier des Pegels von Stadersand) weist etwa dann, wenn das Watt 1 m hoch überflutet wird, einen Knick auf. Der steile Anstieg des Wasserstandes bei Flut flacht sich ab, wenn durch die Überflutung des Watts der Querschnitt aufgeweitet wird.

Betrachtet man den Prozess in Bezug zu den longitudinalen Schwingungen und ihrer Überlagerung, so ist die Tidekurve auch als Ergebnis der Summe der Partialtiden zu deuten.

An einem Beispiel soll dargestellt werden, welche Bedeutung der amplitudenstärksten Obertide, der M_6 , in diesem Zusammenhang zukommt. Die Tidekurve, die im Raum zwischen Hamburg und Stade typisch ist, wurde schon in der Abbildung 10 gezeigt. Abbildung 11 stellt sie als Ergebnis der Überlagerung der M_2 und der M_6 dar. Wie man sieht, wird die Kurve damit fast vollständig abgebildet, obwohl die weiteren Obertiden vernachlässigt wurden.

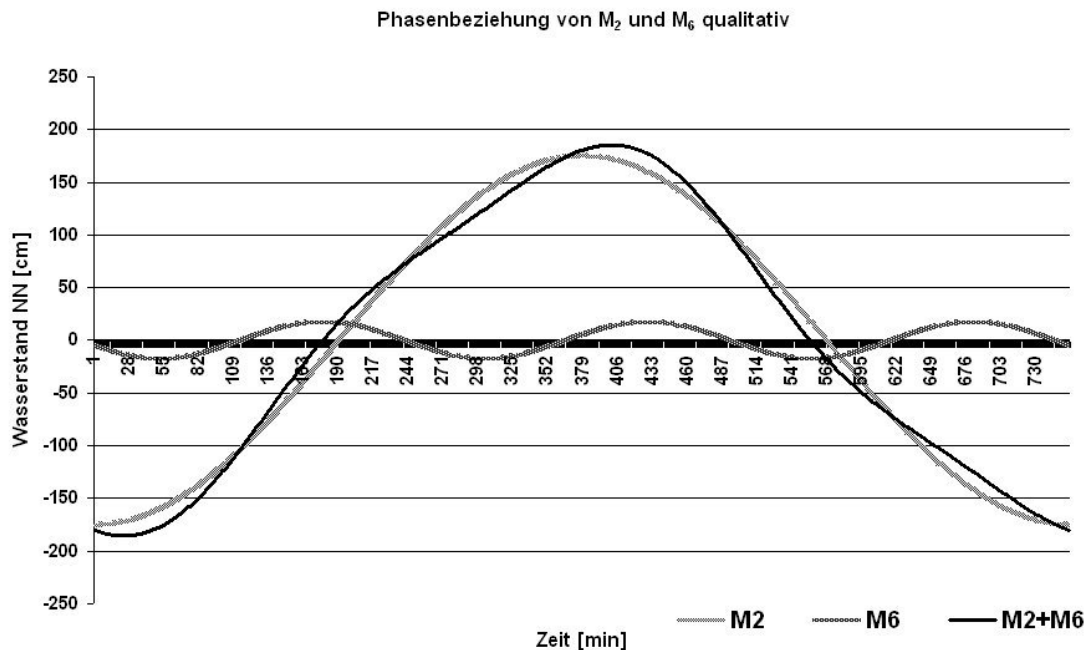


Abb. 11 Die Tidekurve kann auch als Überlagerung von Partialtiden gesehen werden, hier der M_2 und der M_6 . Obwohl die übrigen Partialtiden weggelassen wurden, wird der Verlauf im Raum Stade schon erkennbar

Als Ergebnis der beiden unterschiedlichen Ansätze ist festzuhalten, dass beide begründet sind und damit auf Wirkungszusammenhänge hindeuten, die mit einem Ansatz allein nicht zu erschließen sind:

Es bestehen Wechselbeziehungen zwischen

- der Höhe und Ausdehnung des Watts,
- der Baggerstelle am Osteriff,
- dem stromauf gerichteten Transport von Feinmaterial im Hamburger Raum,
- den seewärts gerichteten Transporten von Sand,
- der Mündungserosion
- der Tidehubzunahme
- und der Auflandung der Randbereiche.

Das verbindende Glied dieser Wechselbeziehungen sind die Partialtiden, allen voran die amplitudenstärkste Partialtide M_6 .

3.3 Kreislaufbaggerungen von Feinmaterial

Die Baggerungen an der Tideelbe werden seit Mitte der 80er Jahre so durchgeführt, dass das Material im Strom umgelagert wird. Im Gegensatz zur Entnahme und Aufspülung z.B. auf den Elbinseln trägt die Umlagerung zur morphologischen Stabilität bei. Es kann auch gezeigt werden, dass der Verbleib des Materials im System zur Stabilisierung der Wasserstände beiträgt.

Die Umlagerung kann mit und entgegen der vorherrschenden Transportrichtung ausgeführt werden. Gegenwärtig wird das Baggergut im Bereich von Cuxhaven in der Mündung umgelagert, weil dort eine gute Verfügbarkeit von Klappstellen gegeben ist. Das Material im Bereich von Wedel wird bei Stade und weiter stromab umgelagert. Hierfür sprechen Gesichtspunkte der Kosten bei der Verbringung und der Belastung des Baggergutes. Die Handlungsanweisung Baggergut Binnen (HABAB) und die Handlungsanweisung Baggergut Küste (HABAK) stellen Bedingungen für die Umlagerung. Hiermit wird versucht, das OSPAR-Abkommen zu erfüllen. Die Umlagerungskriterien sind an den Konzentrationen von Schadstoffen im Baggergut und am Verbringungsort orientiert. Es ist demnach nur bedingt möglich, aus dem relativ mehr belasteten Bereich bei Hamburg in den weniger belasteten bei Glückstadt umzulagern.

Als langfristiger Effekt der Kreislaufbaggerung ist die Verlandung der Randbereiche in die Bewertung einzubeziehen. Diese fördert eine weitere Verstärkung der residuellen Transporte. Alternativ ist die Aufwertung, die mit der Auflösung des Kreislaufes verbunden ist, in die Bilanzierung einführen und eine Gesamtbewertung der Belastung des Wasserkörpers und der Randbereiche für die unterschiedlichen Umlagerungsstrategien zu versuchen. Die Kontamination, der Sauerstoffgehalt und die ökologischen Folgen sind langfristig für das gesamte Ästuar zu bilanzieren. Ein neues Bewertungsverfahren sollte sich nicht nur an den Konzentrationen orientieren, sondern an den Schadstoffflüssen des Regimes, den Quellen und Senken sowie deren Modifikation durch die Eingriffe.- Nicht nur einzelne Verbringungen sind zu bewerten, sondern langfristige und großräumige Folgen von Umlagerungsstrategien.

Es ist zu unterscheiden, ob die Umlagerungen mit der Transportrichtung der Schadstoffe stattfinden und diese Transporte damit beschleunigen, oder ob die Umlagerungen gegen die vorherrschende Transportrichtung stattfinden, denn diese können das Regime qualitativ verändern. Es besteht eine Vielzahl ungelöster Fragestellungen bezüglich der seewärtigen Schadstofffrachten, der stromauf gerichtete Feinmaterialtransporte, der Rolle der „Spülstöße“ genannten hohen Oberwasserabflüsse für den seewärtigen Transport der Schadstoffe. Festzustehen scheint, dass Material mit sehr kleinen Sinkgeschwindigkeiten durch die Oberwasserwirkung mit dem Wasserkörper seewärts befördert wird. Die Belastung der Schlickzunge in der deutschen Bucht zeigt, dass die Kontamination durch die Schadstoffeinträge aus den deutschen Ästuaren hier eine Rolle spielt.

Die Umlagerung bei Cuxhaven geschieht mit der Transportrichtung seewärts; die Verbringung bei Hamburg entgegen der hier stromauf gerichteten

Transportrichtung des Baggergutes im Strom. Mit dem Rücktransport in die Baggerstelle wird im Prinzip gerechnet; dieser ist auch nicht grundsätzlich problematisch. Schwierig wird die Umlagerung gegen die Transportrichtung, wenn der Strom außer dem Baggergut noch weitere Sedimente in die Baggerabschnitte befördert. Dadurch entstehen anwachsende Baggergutkreisläufe, die sich an den linear steigenden Baggermengen erkennen lassen (Abb. 12). Durch die hohe Mobilität der Feinsedimente können diese Kreisläufe rasch anwachsen und zeigen zunächst keine Obergrenze, die etwa durch das Transportvermögen des Stromes gegeben sein könnte. Die Kriterien, die zur Durchführung der Umlagerungspraxis geführt haben, gelten weiterhin und verhindern die Auflösung des Kreislaufes: die kurzen Verbringungswege sind augenblicklich betrachtet die billigsten, und die Belastung des Baggergutes verhindert die weiträumige Verbringung. Die langfristigen Effekte, wie die Akkumulation von Feinsedimenten und Schadstoffen in dem Flussabschnitt, wo die Kreisläufe stattfinden, bleiben unberücksichtigt. Generell bleiben bei diesem Ansatz die Schadstofffrachten unberücksichtigt; Grundlage der Bewertungen sind nur die Konzentrationen. Dieses ist für eine vollständige Bewertung der ökologischen Folgen unzureichend.

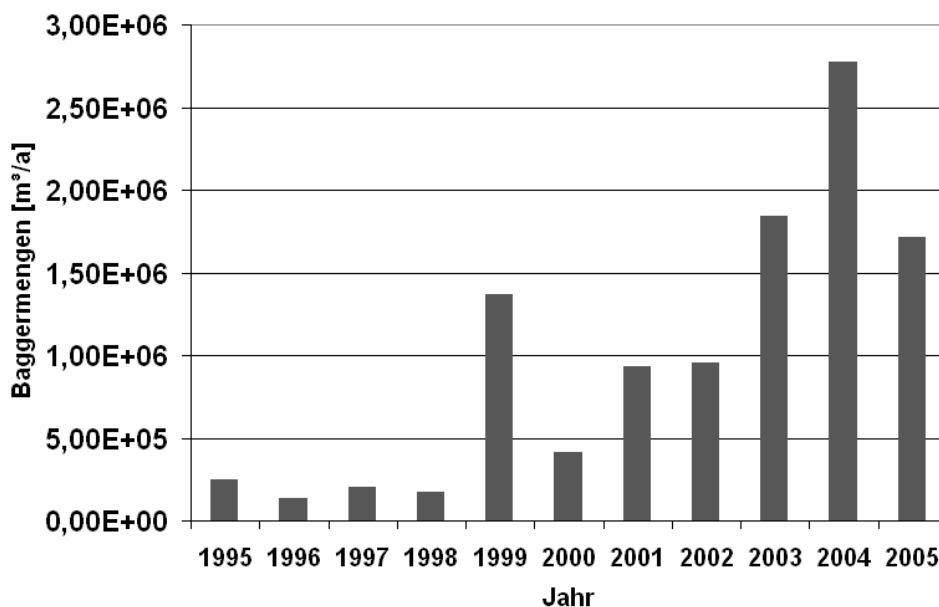


Abb. 12 Der nahezu lineare Anstieg der Baggermengen im Raum Hamburg, hier zusammengefasst für Norder- und Süderelbe sowie für Wedel bis Stade, deutet auf eine Kreislaufbaggerung hin, die durch einen Sedimentzustrom gesteigert wird.

Als Nachteile der Kreislaufbaggerung sind zu verzeichnen:

- die Kostenoptimierung findet nicht mehr statt;
- die Baggermengen können so weit ansteigen, dass die großräumige Verbringung wesentlich kostengünstiger wird, wenn sie geeignet ist, den Kreislauf aufzulösen;

- das Regime wird im betroffenen Bereich instabil: durch den Sedimentüberschuß wird die Verlandung der Randbereiche gefördert;
- die zunehmende Menge des im Strom bewegten Material erhöht die Trübung. Auch wenn die Sauerstoffzehrung des umgelagerten Materials gering ist, sind durch die mittelbaren Wirkungen auf die Trübung und die Verlandung negative Wirkungen auf die Primärproduktion möglich.

4 Lösungsansätze

Die Problemanalyse ergab im wesentlichen zwei Hinweise auf Verbesserungsmöglichkeiten der Bagger- und Umlagerungsstrategie. Erstens sollte versucht werden, den Bereich mit dem zunehmenden Feinmaterialüberschuss durch geeignete großräumige Umlagerung zu stabilisieren. Zweitens ist es möglich, dass der Bereich mit Sanddefizit durch Umlagerung entgegen der Richtung des residuellen Transportes stabilisiert werden kann. Für beide Aufgabenstellungen soll im folgenden skizziert werden, wie die Lösung aussehen könnte. Die genaue Beschreibung bedarf noch eingehender sedimentologischer Untersuchungen.

4.1 Umlagerungsstrategie zur morphologischen Stabilisierung von Verlandungsbereichen

Aus den vielen Nachteilen der eskalierenden Kreislaufbaggerung folgt die Notwendigkeit der Auflösung des Kreislaufs. Hierzu ist mehr Material als von außen in den Kreislauf strömt, in Bereiche, aus denen kein Rücktransport möglich ist, zu verbringen. Die notwendige Menge ist weder messtechnisch noch rechnerisch zu ermitteln – es bleibt nur das Experiment. Nach Möglichkeit sollte das gesamte gebaggerte Feinmaterial aus dem Kreislauf heraus befördert werden. Schwierig ist es, herauszufinden, unter welchen Bedingungen wie weit umgelagert werden muss. Es existiert kein sicherer „point of no return“. Je nach Wasserständen und Oberwasserabfluss muss das Baggergut verschieden weit verbracht werden. Für einige Feinfraktionen besteht die Möglichkeit, dass sie überall im Ästuar nur stromauf bewegt werden.

Die Alternative der weiträumigen Umlagerung unter Inkaufnahme des Rücktransportes muss alternativ für solche Zeiten berechnet werden, in denen die Möglichkeit der sicheren Entfernung des Material aus dem Kreislauf nicht besteht.

Es müssen Kriterien für die Bewertung der Auflösung des Kreislaufes formuliert werden, um diese Vorgehensweise insgesamt, auch in ökologischer Hinsicht, zu optimieren. Die bisherige Vorgehensweise ließ die negativen Effekte, die durch eskalierende Kreislaufbaggerung entstehen, außer Acht. Eine mögliche Verbringung aus dem Kreislauf heraus wird in Abbildung 13 skizziert.

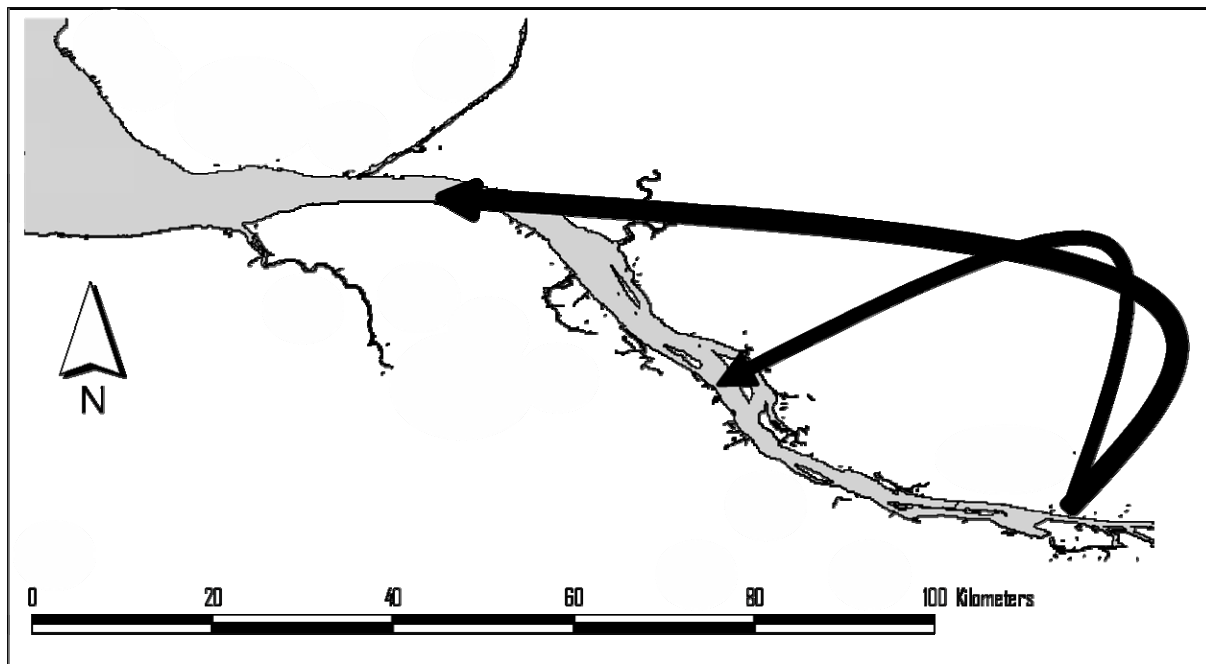


Abb. 13 Gegenwärtige und alternative (dicke Linie) Verbringung des Baggergutes bei Hamburg.

4.2 Umlagerungsstrategie zur morphologischen Stabilisierung von Erosionsbereichen

Die beschriebene Mündungserosion stellt, insbesondere durch die damit verbundene Förderung der Tidedynamik, ein Problem dar, das wasserbauliche, nautische und ökologische Wirkungen hat. Die Förderung der residuellen Transporte durch die Tideentwicklung berührt alle Bereiche der Tideelbe. Ein Wirkungszusammenhang mit dem stromauf gerichteten Transport von Feinmaterial ist möglich.

Die gegenwärtige Praxis der Umlagerung seewärts auf Klappstellen in der Außenelbe stellt eine Förderung dieser Entwicklung dar. Als naheliegender Lösungsansatz bietet sich an, wie beim Geschiebemanagement in Binnenflüssen den Sedimenthaushalt zu bewirtschaften. Hierzu ist ein mengenmäßig kontrollierter Kreislauf aufzubauen, der mit der Verbringung des Baggergutes aus dem Cuxhavener Bereich in stromauf gelegene Klappstellen, z.B. bei St. Margarethen beginnt.

Die gesamte Geschiebefracht dieses Raumes kann gegenwärtig nicht quantifiziert werden; aus Abschätzungen der Strömungsverläufe bei Baggerstellen und Transportansätzen ist zu schätzen, dass eine mittlere 8-stellige Zahl von Kubikmetern pro Jahr hier bewegt wird. Die Baggermengen stellen relativ dazu nur einen Bruchteil dar. Dennoch ist die Umlagerungsstrategie ein wirksames Werkzeug: ihre Bezugsgrundlage sind die residuellen Transporte. Aus topographischen Analysen ist zu entnehmen, dass die Erosion des Gewässerbettes der Elbe im Mündungsbereich zwischen 3 – 5 Mio m³/a beträgt (Abb. 14). Die Baggermengen der Baggerstelle Osteriff von ca. 5 Mio m³/a würden bei geeigneter Umlagerung (Abb. 15) ausreichen, um diese residuellen Transporte zu kompensieren und die weitere

morphologische Entwicklung zu stabilisieren. Allerdings müssen die Mengenbilanzen für alle betroffenen Kornfraktionen berücksichtigt werden, da nur die Fraktionen, die die Erosionen ausmachen, diese auch kompensieren können. Feinere Fraktionen würden z.B. in das Watt befördert und dort die Auflandungen verstärken. Es besteht daher noch einiger Untersuchungsbedarf, bis ein auf die residuellen Transporte aller Fraktionen abgestimmtes Umlagerungskonzept aufgestellt werden kann.- Grundsätzlich erscheint es möglich, mit der Umlagerung von Sand kontrollierte Kreisläufe zu unterhalten und damit wirksam das Regime zu stabilisieren.

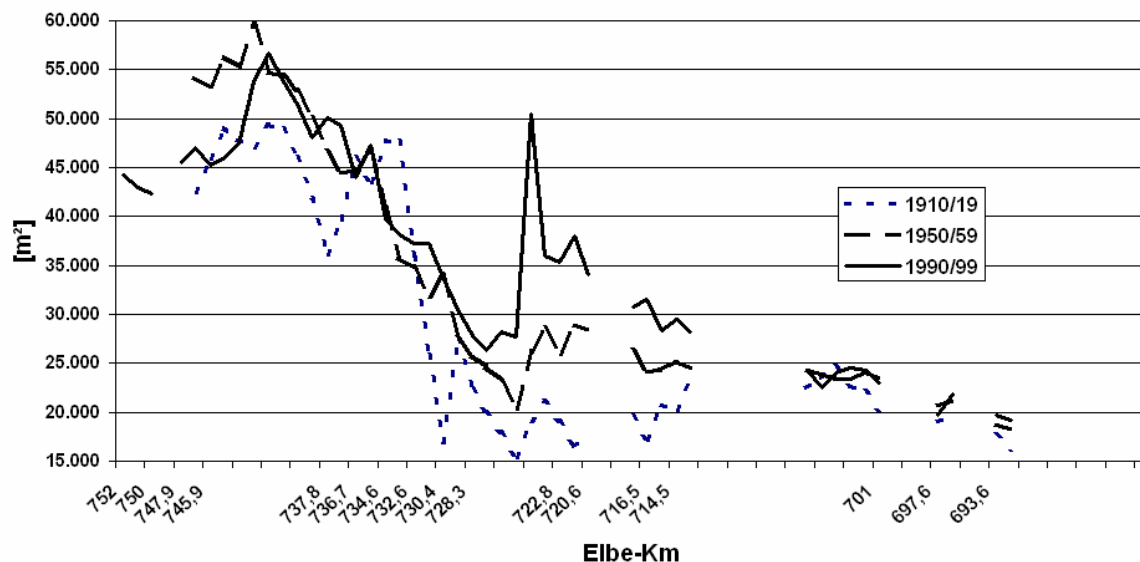


Abb. 14 Die Querschnittsentwicklung des Raumes von Brunsbüttel (rechts) bis zum Leitdamm Kugelbake (links) weist sehr unterschiedliche Erosionsraten auf.

5 Zusammenfassung

Die Tideelbe zeigt eine Reihe komplexer Phänomene, die bei anderen Ästuaren nicht in vergleichbarer Weise zusammentreffen. Es ist die Entwicklung von Eigenschwingungen als dominierend für die Energieverteilung des Ästuars zu beobachten, ein Sachverhalt, der mit der Übereinstimmung der Grundschwingungsperiode mit der halbtägigen Tide zu erklären ist. Selbstorganisierte Resonanz führt zur Verstärkung der Tidedynamik und fortschreitender Erosion. Durch „tidal pumping“ werden Feinsedimente stromauf und Sande seewärts verfrachtet, was zusätzliche Instabilität und besondere Probleme bei der Unterhaltung zu Folge hat.

Diese Entwicklungen zu stabilisieren ist neben den strombaulichen Möglichkeiten auch durch die Umstellung der Umlagerung von Baggergut zu verfolgen. Die Umlagerungsstrategie wird damit zu einem Steuerungsinstrument, das ähnlich wie der Strombau zur Gestaltung des Regimes eingesetzt werden kann.

Neben der konzeptionellen Herausforderung sind dafür sowohl für die Finanzierung als auch für die ökologische Bewertung die Zielsysteme und der zeitliche und räumliche Umfang der Bewertung weiter zu entwickeln. Hierzu sind die langfristige Alternativenbewertung und die Einführung der relativen Aufwertung in die Bilanzierung wichtige Neuerungen.

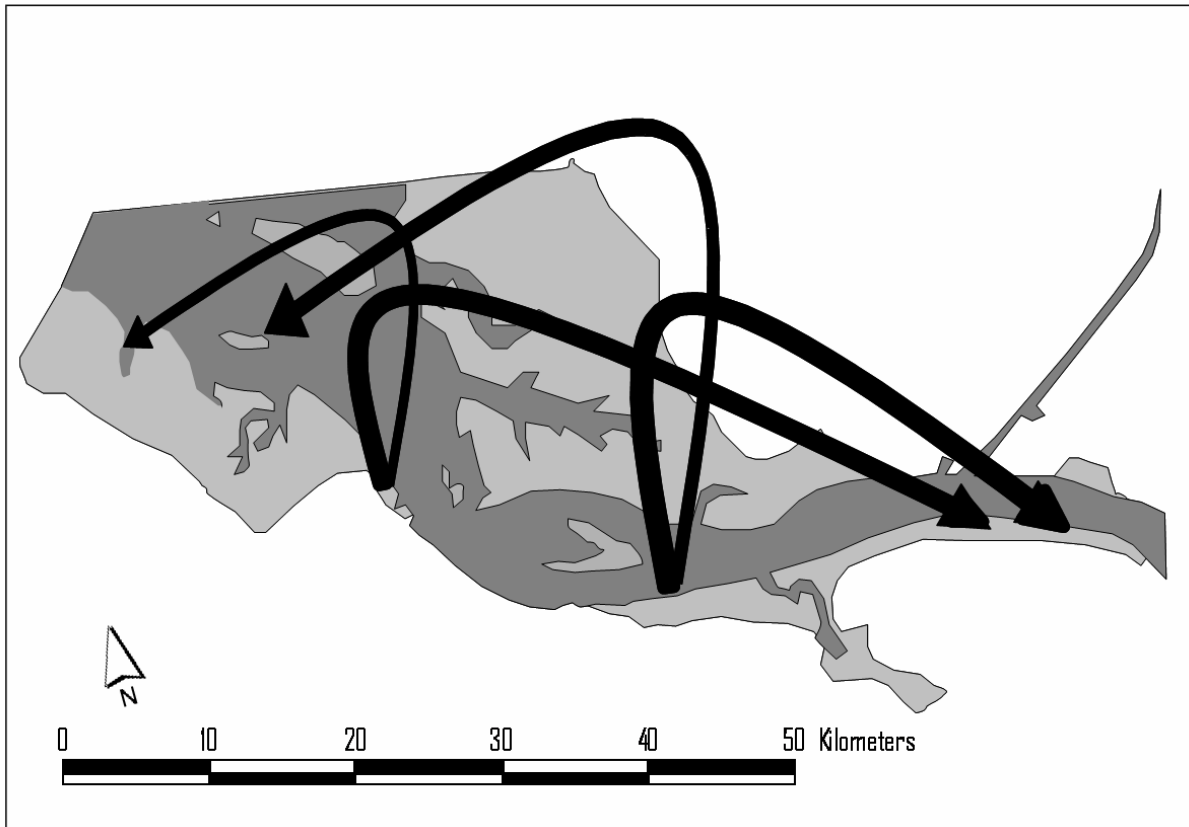


Abb. 15 Gegenwärtige und alternative (dicke Linien) Umlagerung von Baggergut bei Cuxhaven (Beispiel)

Die grundsätzliche Vermeidung von Schlickkreisläufen und die gezielte kontrollierte Ausführung von Sandkreisläufen werden sich auf einer derart erweiterten Bewertungsgrundlage auch als ökologisch sinnvoll und langfristig wirtschaftlich erweisen.

Danksagung

Der Autor dankt Herrn Volker Neemann für viele anregende Diskussionen.

Literatur

- Bakker T (1998) Effect Resonance on Morphology of Tidal Channels. ICCE Copenhagen 1998.
- Eichweber G & Lange D (1996) Über die Bedeutung der Reflexion von Obertiden für die Unterhaltungsaufwendungen in der Tideelbe. Die Küste 58: 179-198
- Eichweber G & Lange D (1998) Tidal Subharmonics and Sediment Dynamics in the Elbe Estuary. 3rd Internat. Conf. Hydroscience and Engineering. Cottbus.
(<http://kfki.baw.de/conferences/ICHE/1998-Cottbus/210.pdf>)
- Eichweber G (1998) Mäanderbildung und ihre Steuerung durch Gezeitenresonanz am Beispiel der Tideelbe. 65. Tagung der Arbeitsgemeinschaft Nordwestdeutscher Geologen, Schleswig (Tagungsband)
- Paluska A (1992) Geographie und geologische Vorgeschichte der norddeutschen Ästuare, erläutert am Beispiel der Elbe. In Kausch H Hrsg.: Die Unterelbe. Natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen. Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg, Nr. 19: 1-32
- Rolinski S & Eichweber G (2000) Deformations of the Tidal Wave in the Elbe Estuary and their Effect on Suspended Particulate Matter Dynamics. Phys. Chem. Earth (B), Vol.25, No. 4: 355-358

Autor:

Günther Eichweber
Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord
Hindenburgufer 247
24106 Kiel

email: GEichweber@wsd-nord.de

Marc KOCH & Stefan NEHRING

Rüstungsalasten in den deutschen Küstengewässern – Vorschläge für Sanierungsstrategien im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

**Warfare-related hazardous sites in German coastal waters – Recommendations
for related remediation strategies in the context of the EC Water Framework
Directive**

Abstract

German and allied chemical and conventional ammunition dumped in the North- and Baltic Sea after the Second World War does – until today – pose a nearly not assessable threat to humans and the environment. Fundamental toxicological and especially long term ecotoxicological problems are still unsolved. First assessment attempts concerning the significance of pollution by dumped ammunition in the framework of putting the European Water Framework Directive into practice are rather based on ignorance than concrete facts. Concerning briefly considered securing or remediation measures for subaquatic warfare-related hazardous sites, local authorities do still prefer leaving the ammunition untouched *in situ*. Only in the case of hot spots and simultaneous acute danger for shipping, big sized ammunition is usually just blown up without any consideration of resulting pollution by harmful substances as well as the killing of vertebrates by shock waves and sound pulses. Based on current assessments of threat and especially in the context of the EC Water Framework Directive, this study aims to demonstrate the necessity of remediation at least for hot spots and to present related generalized remediation concepts.

Keywords: North Sea, Baltic Sea, World War, chemical munitions, conventional munitions, dumping, risk assessment, remediation strategies

1 Einleitung

Ende des Zweiten Weltkrieges wurden die enormen konventionellen und chemischen Waffenarsenale Deutschlands und der Alliierten nicht mehr benötigt und es galt, einen möglichst schnellen und kostengünstigen Entsorgungsweg für diese Kampfmittel zu finden. Die damals üblichen Vernichtungsmethoden der direkten Sprengung, Verbrennung oder etwa das schlichte Ausschütten von Kampfmitteln

stellten sich schnell als extrem zeitaufwändig und für das verantwortliche Personal als nicht ungefährlich heraus. Im Gegensatz hierzu schien die Versenkung der Kampfmittel auf See als wesentlich effizientere und sicherheitstechnisch unproblematischere Option. Umweltaspekte und Fragen des Meeresschutzes blieben damals völlig unberücksichtigt.

Mengenangaben und Angaben zur Art der im Meer entsorgten Kampfmittel schwanken stark und basieren zumeist vielmehr auf Schätzungen als auf konkreten, belastbaren Dokumenten. Nach vorliegenden Erkenntnissen wurde der größte Teil konventioneller Kampfmittel (Explosivstoff- und Brisanzmunition) in den deutschen Küstengewässern innerhalb der 12-Seemeilenzone versenkt (Liebezeit 2002, OSPAR 2005). Die beiden größten Versenkungsgebiete für chemische Kampfmittel (u.a. Clark, Loste, Phosgen und Tabun) sind das Skagerrak und das Bornholm-Becken (BSH 1993, HELCOM 1994).

Mitte der 1980er Jahre setzte in Deutschland und in anderen europäischen Ländern aufgrund diverser Schadensfälle, vor allem in der Fischerei, eine Diskussion bezüglich möglicher Gefahrenpotenziale für Mensch und Umwelt durch versenkte Kampfmittel ein. Erste Bestandsaufnahmen von subaquatischen Rüstungsaltslasten wurden Anfang der 1990er Jahre in ausgewählten Gebieten der Nord- und Ostsee durchgeführt. Diese führten nach ersten Einschätzungen zu dem Schluss, dass längerfristige Gefährdungen der Meeresumwelt nicht auszuschließen seien und die bestehenden, recht erheblichen Erkenntnislücken – insbesondere bezüglich der Ökotoxikologie – durch gezielte Untersuchungsprogramme geschlossen werden sollten (BSH 1993, HELCOM 1994, 1995).

Im Dezember 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (kurz WRRL) zur Neuausrichtung der gesamteuropäischen Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Kraft (EG 2000). Diese Richtlinie verpflichtet die Mitgliedsstaaten, innerhalb eines Zeitraumes von 15 Jahren einen guten Zustand aller Oberflächengewässer sowie des Grundwassers zu erreichen (Art. 4 WRRL). Auf Grund des engen zeitlichen Rahmens waren – basierend auf Artikel 5 der Richtlinie – die Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten bis 2005 zu überprüfen (sog. B-Berichte der Bundesländer) und sind bis 2009 diesbezügliche Maßnahmenprogramme aufzustellen sowie bis 2012 entsprechend zu realisieren. Die aus den B-Berichten resultierenden Erkenntnisse zur Belastung durch versenkte Kampfmittel im deutschen Küstenbereich sollen im Folgenden neben den allgemeinen Gefährdungspotenzialen diskutiert und – zur erfolgreichen Umsetzung der WRRL bezüglich der diffusen Schadstoffquelle „subaquatische Rüstungsaltslasten“ (Liebezeit 2002, Nehring et al. 2004) – zielgerichtete Sanierungsstrategien vorgestellt werden.

2 Material und Methoden

Die vorliegende Studie basiert auf vorhandenen Daten, Unterlagen und allgemein zugänglicher Literatur, die vor allem im Rahmen des laufenden Promotionsvorhabens „Sicherungs- und Sanierungskonzepte für chemische und konventionelle Kampfmittel-Altlasten in der Ostsee“ (Koch 2006), sowie des

Pilotprojektes „Ermittlung und Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen in Oberflächenwasserkörpern am Beispiel des Küstengewässers Elbe“ (vgl. Nehring et al. 2004) recherchiert wurden.

In der Literatur werden teilweise unterschiedliche Angaben zu stofflichen und toxischen Charakteristika chemischer und konventioneller Kampfmittel gemacht. Die hier getroffenen Aussagen beziehen sich prioritär auf die vom Umweltbundesamt veröffentlichten Lexika zu Explosiv- sowie Kampfstoffen und die daraus resultierenden Schlüsse (Haas 1996, Kopecz 1996), sowie auf die gerade in den letzten Jahren veröffentlichten Dissertationen und Fachaufsätze im Bereich der Ökotoxikologie (u.a. Ek 2005, Rosen & Lotufo 2005).

3 WRRL-relevante Versenkungen an der deutschen Küste

Derzeit sind im Bereich der deutschen Nordseeküste 14 Munitionsversenkungsgebiete im Nationalpark Wattenmeer und im offenen Seegebiet sowie eine Versenkungsstelle in der Eider bei Tönning auf den amtlichen Seekarten mit dem Attribut „unrein (Munition)“ gekennzeichnet. Zusätzlich gibt es diverse weitere Flächen, an denen eine Munitionsbelastung festgestellt wurde bzw. vermutet wird, die entweder mit einer anderen Art von Bezeichnung oder gar nicht auf den aktuellen Seekarten geführt werden (Abb. 1). Trotz umfangreicher Bergungen durch so genannte „Munitionsfischer“ zwischen 1947 und 1958, bei denen nach Schätzungen etwa 250.000 – 350.000 Tonnen Kampfmittel aus den Munitionsversenkungsgebieten gehoben wurden, ist noch von einer Kampfmittelbelastung von mindestens 400.000 Tonnen konventioneller Munition auszugehen (KULTURTECHNIK 1990, BBS Consulting 1993). „Worst case“-Szenarien sprechen von bis zu 1,3 Mio. Tonnen (Nehring 2005b). In weiten Bereichen ist die Munition heute nicht oder nur teilweise durch Sedimente überlagert (BBS Consulting 1993). Durch Sedimentumlagerungen und durch Baggergutverklappungen kann Munition aber auch mehrere Meter überdeckt sein. Durch strömungsinduzierte Prozesse wird versandete Munition jedoch immer wieder freigelegt und transportiert, so dass weiträumig in Küstennähe der Deutschen Bucht mit Munition auf dem Grund zu rechnen ist (BBS Consulting 1993). Eine genaue Lokalisierung ist jedoch nur durch aufwändige und periodische Messfahrten möglich. Insgesamt ist der Zustand der Kampfmittelkörper unbekannt. Bisher geborgene Fundstücke zeigen – vor allem je nach Sauerstoffgehalt des umgebenden Wassers oder der Sedimentschichten – oftmals deutliche Korrosionsschäden und resultierende Leckagen. Aber auch noch voll funktionsfähige Munition wird immer wieder gefunden. Insgesamt gilt jedoch für den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen die Daten- und Erkenntnislage weiterhin als unübersichtlich (SRU 2004).

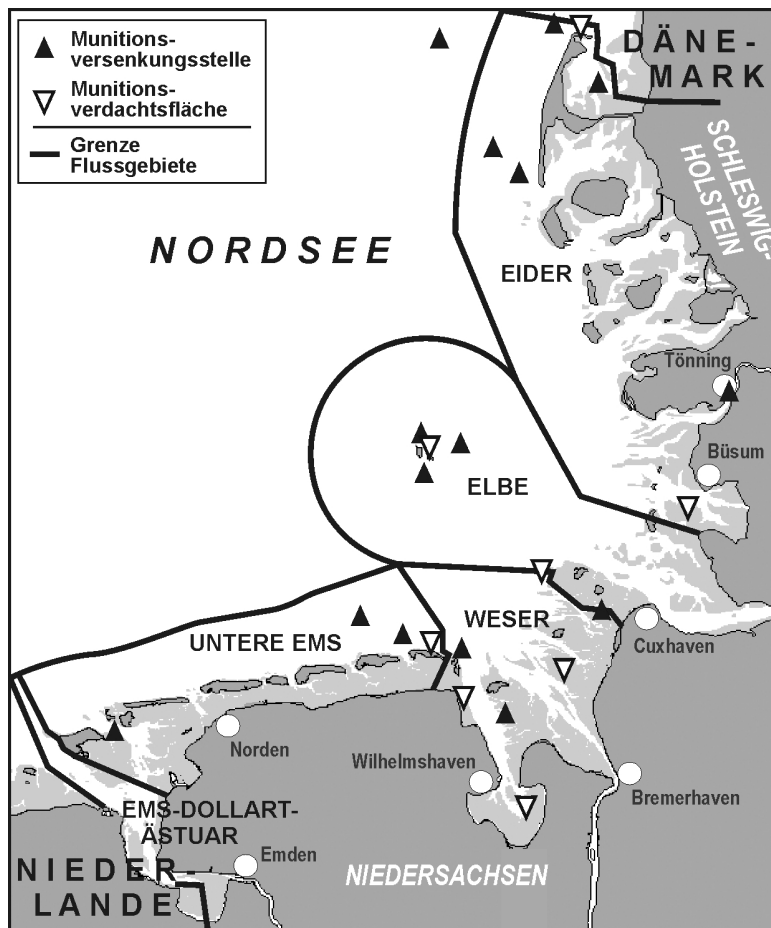


Abb. 1 Gebiete mit Munitionsbelastung und Flussgebiete im Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Nordseeküste

Im Bereich der deutschen Ostseeküste sind insgesamt 16 Gebiete mit der Bezeichnung „unrein (Munition)“ ausgewiesen. Zusätzlich gibt es diverse Munitionsverdachtsflächen, die jedoch nur teilweise auf amtlichen Seekarten verzeichnet sind (Abb. 2). Während die Hauptversenkungsgebiete für chemische Kampfmittel in der Ostsee – im Gegensatz zur gängigen Verklappungspraxis bezüglich konventioneller Kampfmittel – außerhalb des deutschen Hoheitsgebietes liegen (Bornholm Becken, Gotland, Kleiner Belt), gibt es dennoch ein erhebliches Gefährdungspotenzial durch das so genannte „en route dumping“. Hierunter versteht man das wilde Verklappen von Kampfmitteln auf den Transportwegen unmittelbar nach Verlassen des jeweiligen Abfahrtshafens, das für die pauschal bezahlten Schiffseigner eine willkommene Option zur Verkürzung der Entladezeiten und somit zur Gewinnsteigerung darstellte (BSH 1993). Auf Basis dieser damals durchaus gängigen Praxis gelangten signifikante Mengen von chemischen und konventionellen Kampfmitteln niemals zu ihrem ursprünglichen Bestimmungsort und lagern nun mitunter in unmittelbarer Küstennähe. Weitgehend unbekannt ist bisher, dass vor Laboe in der Kieler Außenförde eine große Giftgaslagerstätte existiert hat, die offensichtlich Ende der 1950er Jahre auf Kosten des Bundes geräumt wurde (Nehring & Koch 2006). Ungeklärt ist, warum diese Maßnahme keine Erwähnung im Bericht des BSH (1993) gefunden hat.

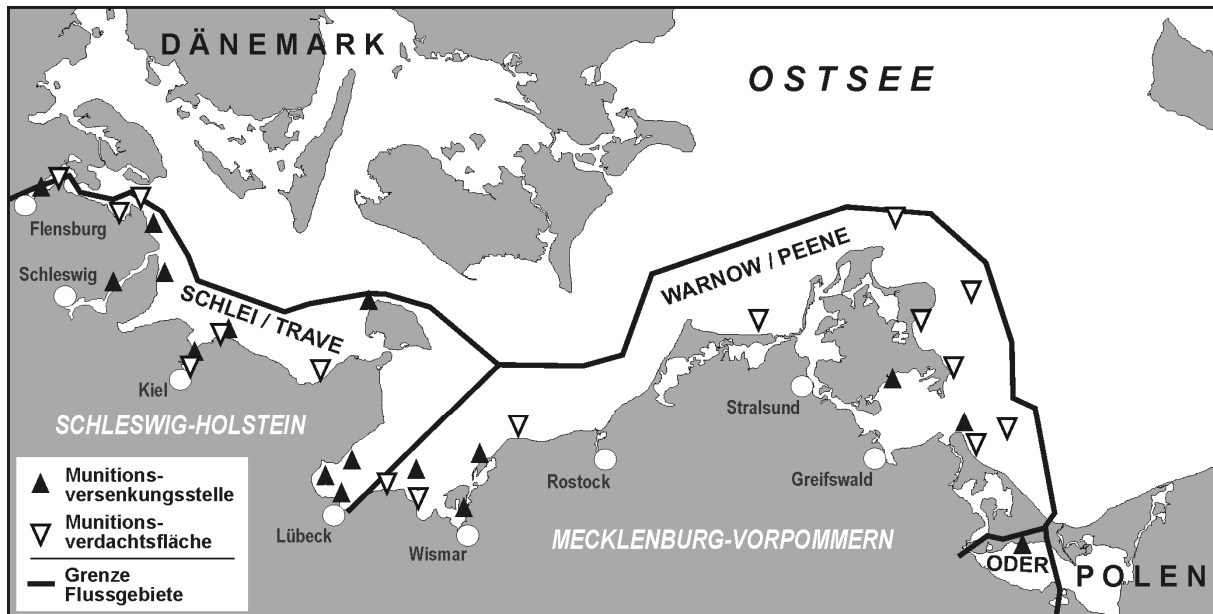


Abb. 2 Gebiete mit Munitionsbelastung und Flussgebiete im Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Ostseeküste

Anders als im Falle der Nordsee sind im Bereich der Ostsee die Mengen an verklappten konventionellen Kampfmitteln überhaupt nicht bekannt, da bis heute keine Aufarbeitung von historischen Dokumenten, Zeugenbefragungen etc. durchgeführt worden sind, was auch durch den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen bemängelt wird (SRU 2004). Nach einem Hinweis der Landesregierung sind wahrscheinlich 100.000 Tonnen allein von Schleswig-Holstein aus in der Ostsee verklappt worden (SHL 2001). Erste konkretere Abschätzungen wurden bisher nur hinsichtlich der in der Ostsee entsorgten chemischen Kampfmittel publiziert, deren Menge zwischen 45.000 und 65.000 Tonnen betragen haben soll (BSH 1993, HELCOM 1994, 1995). Diese Mengenangaben berücksichtigen jedoch nur sehr eingeschränkt Versenkungsmaßnahmen durch die ehemalige UdSSR, deren Archive bisher nicht zugänglich sind; nach unbestätigten Presseberichten soll die Sowjetunion nach 1947 mehr als 300.000 Tonnen Kampfstoffmunition u.a. in der Ostsee versenkt haben (Nehring & Ilschner 2005).

4 Gefährdungspotenziale und WRRL-Relevanz

Aufgrund der in den sauerstoffhaltigen Wasser- und Sedimentschichten fortschreitenden Korrosion und den resultierenden Leckagen kommt es zu einer diffusen Freisetzung der in den Kampfmitteln enthaltenen Explosiv- und Kampfstoffe. Im Bereich der reinen Explosivstoffe sind in diesem Kontext 93 verschiedene Einzelsubstanzen und sechs Isomergemische zu betrachten (Haas 1996). Trinitrotoluol (kurz TNT), das massenanteilig bei weitem den meist verwendeten

Sprengstoff im Zweiten Weltkrieg darstellt (Rapsch & Fischer 2000, Missiaen & Henriot 2002), ist toxisch für Mikroorganismen und Wasserpflanzen (Spyra 1997, Ek 2005) und – trotz einer recht geringen Wasserlöslichkeit von etwa 100 bis 130 mg/l – schon bei einer Konzentration von 0,7 bis 3,7 mg/l für Fische tödlich (Haas 1996). Das Freiwerden akut toxischer Konzentrationen kann recht schnell erfolgen, wenn die verklappten Kampfmittel nicht mit Sediment bedeckt sind und eine Verdünnung durch nachströmendes Frischwasser begrenzt ist (Ek 2005). Je nach versenktem Munitionstyp können aber auch in Einzelfällen andere gefährliche Substanzen wie z.B. Nitroglycerin, Hexogen und weißer Phosphor den wirksamen Hauptbestandteil bilden. Jede Versenkungsstelle besitzt daher eigene Charakteristika und bedarf einer eigenen Gefahreinschätzung.

Neben den Einträgen an Primärschadstoffen wie TNT kommt es zudem zu teilweise erheblichen Schwermetallfrachten (u.a. der WRRL-relevanten Stoffe Blei („möglicherweise prioritär gefährlich“) und Quecksilber („prioritär gefährlich“) (EG 2001)). Deren Anteil an der Masse eines Kampfmittels liegt zwar mitunter deutlich unter einem Prozent, stellt aber in der Summe durch die Gesamtmenge an verklappten Kampfmitteln und dem resultierenden Schadstoffpotenzial einen signifikanten Faktor dar (Hollmann & Schuller 1993, Rapsch & Fischer 2000). An der deutschen Nordseeküste ist mit bis zu 400 Tonnen Quecksilber in Munition zu rechnen, was in etwa der fünfzigfachen Jahresfracht an Quecksilber entspricht, die aktuell über die Elbe in die Nordsee eingeleitet wird. An der deutschen Ostseeküste beträgt die Belastung durch Munition mit mindestens 30 Tonnen Quecksilber sogar die eintausendfache Jahresfracht, die über alle Fließgewässer und die Atmosphäre direkt in das Küstengewässer gelangt (Nehring & Koch 2006).

Hinsichtlich der chemischen Kampfstoffe stellt sich ein ähnliches Bild dar: Hier muss ein Schadstoffpool von 53 Einzelsubstanzen und zwei Isomergemischen berücksichtigt werden (Kopecz 1996), von denen neun von zwölf Hauptvertretern (insbesondere Adamsit, Blausäure, Clark I&II sowie Schwefellost (Senfgas)) sehr gefährliche Wasserschadstoffe darstellen, wobei wiederum sechs stark bis extrem toxisch für Wasserorganismen sind. Vier von zwölf Vertretern enthalten Arsenverbindungen und bilden arsenhaltige – und somit in der Umwelt persistente – Abbauprodukte. Bei drei von zwölf Hauptvertretern (Blausäure, Sarin, Tabun) können sich auf Basis ihrer hohen Wasserlöslichkeit und geringen Hydrolysegeschwindigkeit mittel- bis langfristig persistente Kontaminationsfahnen mit hochtoxischen Stoffkonzentrationen bilden (Koch 2006). Diese hochtoxischen Stoffkonzentrationen bleiben, insbesondere bei mangelnder Verdünnung durch Durchmischungseffekte mit nachströmendem Frischwasser, über mehrere Stunden oder Tage bis Wochen erhalten.

Die Abbauprodukte der chemischen Kampfstoffe sind teilweise langlebiger und sogar um ein Mehrfaches toxischer als die Ausgangssubstanzen (z.B. Senfgas und Lewisit, Kaffka 1996), es liegen kaum Erkenntnisse über langzeittoxikologische und ökotoxikologische Wirkungen vor. Einzelne Substanzen wirken nachweislich krebserregend (kanzerogen, z.B. Adamsit, Clark (beides Arsenverbindungen); Schwefellost), fruchtschädigend (teratogen, z.B. teilweise organische und anorganische Arsenverbindungen) oder erbgutverändernd (mutagen, z.B. TNT, Schwefellost) (u.a. Kopecz 1996, Haas 1996).

Doch auch bei den chemischen Kampfstoffen ist neben den vorangehend genannten toxikologischen und ökotoxikologischen Aspekten ein unmittelbarer Bezug zur WRRL gegeben: Vergleicht man das Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe in Anhang VIII der genannten Richtlinie, so werden viele der Kampfstoffe prinzipiell implizit genannt: z.B. Tabun unter Punkt 2 „organische Phosphorverbindung“, z.B. Senfgas unter Punkt 4 „Stoffe und Zubereitungen...“ oder auch viele Sprengstoffe/Treibladungsmittel im Kontext des Punktes 5 „...persistente und bioakkumulierende organische toxische Stoffe“ sowie z.B. Adamsit, Clark und Lewisit unter Punkt 8 „Arsen und Arsenverbindungen“ (EG 2001).

Insgesamt bestehen derzeit insbesondere auf dem Gebiet der Ökotoxikologie und auch hinsichtlich des eigentlichen Zustandes der Kampfmittel mehr offene Fragen als wissenschaftlich fundierte Antworten, was auch 2004 im Fazit eines betreffenden Sondergutachtens des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen zum Ausdruck kam: Die Expertenkommission machte ausdrücklich darauf aufmerksam, dass zu wenig Informationen über den derzeitigen Zustand der Munition und somit auch der Freisetzung von Schadstoffen vorliegen, um die Sachlage zufriedenstellend bewerten zu können (SRU 2004). Da zunehmend auch mit der Durchrostung von dickwandigerer Munition zu rechnen ist, wird die Umweltbelastung durch Munitionsinhaltsstoffe wahrscheinlich noch nicht seinen Höhepunkt erreicht haben. 1996 hat ein Vertreter des niedersächsischen Umweltministeriums in der Süddeutschen Zeitung erklärt, dass frühestens in ein bis zwei Jahrzehnten höhere Emissionen auftreten werden (Siegmond-Schultze 1996) – also ab heute.

In diesem Zusammenhang – und insbesondere aufgrund des seit damals praktisch unveränderten Kenntnisstandes – werfen die Schlussfolgerungen hinsichtlich der Belastungsquelle „Subaquatische Rüstungsaltslasten“ der im Rahmen der WRRL durch die jeweils zuständigen Behörden in 2005 publizierten B-Berichte der Nord- und Ostseeanrainer-Bundesländer und deren relevanter Flussgebietseinheiten Fragen hinsichtlich ihrer faktischen Belastbarkeit auf.

Nordseeküste (Abb. 1) Wird im Bereich der Eider das Vorhandensein von – in amtlichen Seekarten ausgewiesenen (!) – Munitionsversenkungsgebieten nicht erwähnt und im Bereich des Ems-Dollart Ästuars und der Unteren Ems die hier versenkte Munition als nicht signifikante Belastung eingestuft, wird im Bereich der Weser das ökotoxikologische Gefahrenpotenzial „als eher gering“ eingeschätzt, obwohl für die unmittelbare Umgebung der Munition im Laufe der Zeit von einer deutlichen Belastung des Sedimentes ausgegangen wird. Für die Flussgebietseinheit Elbe wird statuiert, dass eine Belastungssignifikanz gegenüber den dort vorhandenen Biozönosen durch ein Monitoringprogramm noch zu überprüfen sei. Diese Heterogenität steht auch in einem Widerspruch zu der Annahme, dass sich die bis zu 1,3 Mio. Tonnen Munition an der deutschen Nordseeküste etwa zu gleichen Teilen über alle Flussgebietseinheiten verteilen (KULTURTECHNIK 1990, BBS Consulting 1993, Nehring 2005b).

Ostseeküste (Abb. 2) Im Bereich der Schlei/Trave, wo nach vorläufigen Einschätzungen Kampfmittel in einer Größenordnung von 100.000 Tonnen im Küstenbereich vermutet werden (Nehring 2005b), sollen die Verklappungen hinsichtlich ihrer Belastungssignifikanz noch überprüft werden. Das

Belastungspotenzial im Bereich der Warnow/Peene konnte nicht abschließend beurteilt werden; das größte Problem ist, dass bisher für diese Flussgebietseinheit überhaupt keine Erkenntnisse darüber vorliegen, mit wie viel und welcher Art von Munition u.a. an den fünf offiziellen Munitionsversenkungsstellen und diversen weiteren Verdachtsflächen zu rechnen ist. U.a war das Seegebiet vor Zingst jahrzehntelang Erprobungsstelle der NVA für neuartige Munitionstypen. Auffällige chemische Anomalien in Miesmuscheln könnten mit den dort wahrscheinlich vorhandenen Munitionsaltlasten in Verbindung stehen (LUNG 2004, Nehring & Koch 2006). Im Bericht zur Flussgebietseinheit Oder/Stettiner Haff finden sich überhaupt keine Angaben zu Munitionsbelastungen, obwohl Munition dort auf Grundlage einer Eintragung auf amtlichen Seekarten nachweislich entsorgt worden ist (Abb. 2).

Eine Gefährdung durch die nach dem Zweiten Weltkrieg bis wahrscheinlich in die Mitte der 1980er Jahre im Meer versenkten chemischen und konventionellen Kampfmittel begründet sich jedoch nicht nur aus oben genanntem, unmittelbarem Bezug zu den Inhaltsstoffen, ihrem Freiwerden und der verbundenen toxikologischen Betrachtungen, sondern bezieht sich auch auf die nachfolgend nur exemplarisch genannten weiteren Faktoren: So ist ein Zugriff auf die Kampfmittel auch im Kontext terroristischer und rechtsextremer Aktivitäten aufgrund der geringen Wassertiefen (0-30 m) vieler Versenkungsstellen ohne weiteres möglich. Die Deutsche Marine (Fregattenkapitän Klocke, Dezernatsleiter Minenkriegführung im Flottenkommando Glücksburg, mündl. Mitt. 25.11.05) aber auch amerikanische Institutionen (CITS 1997, CSIS 2005) warnen eindringlich und verstärkt seit dem 11. September 2001 vor dem Kampfmittelreservoir Meer. Es kommt zudem immer wieder zum Auffischen von Kampfmitteln aller Kaliber und deren Inhaltsstoffe durch den gewerblichen Fischfang (mindestens 443 Zwischenfälle von 1985 bis einschließlich 2005 alleine seitens dänischer Fischer bei Bornholm (u.a. Theobald 2002)) mit der resultierenden Kontamination von Fängen, Ausrüstung und teilweise der Mannschaft sowie die Gefahr der Explosion der Kampfmittel. Im Jahr 2005 starben bei einem solchen Unfall in der Nordsee drei niederländische Fischer (Nehring & Koch 2006). Durch die oft nur geringen Lagerungstiefen insbesondere von verdrifteten oder wild verklappten („en route dumping“) Kampfmitteln (SHL 2001) in den seichten Küstengebieten besteht eine praktisch konstante Gefährdung der zivilen und gewerblichen Schifffahrt durch direkten Kontakt bzw. zu große Annäherung an noch funktionstüchtige Seeminen, durch Ankerwürfe und eventuelle Havarien. Ein aktuelles Beispiel für diese Gefährdung ist ein 2001 in unmittelbarer Nähe des belgischen Kampfmittel-Verklappungsgebietes „Paardenmarkt“ (Phosgen/Clark/Senfgas) gestrandetes deutsches Containerschiff (Missiaen & Henriët 2002). Ein Auflaufen im Küstenbereich und die resultierende Zerstörung einer Vielzahl von Kampfmittelbehältern hätte – aufgrund des schlagartigen Freiwerdens erheblicher Mengen an enthaltenen Kampfstoffen und der unmittelbaren Nähe zur Wohnbebauung (< 2 km) sowie dem benachbarten Großhafen Zeebrugge – nicht einschätzbare Folgen für Mensch, Umwelt und Wirtschaft gehabt.

Auch kommt es immer wieder zu Anlandungen von Behältern und Kampfmitteln sowie bereits ausgeschwemmter Inhaltstoffe an Küsten und Stränden. Aktuell ist hier insbesondere die „Bernsteinproblematik“ auf der Ostseeinsel Usedom zu nennen, aber auch andernorts angetriebenes Senfgas (Nehring 2005a). Ein schlagartiges Freiwerden, ein „Sudden Release“ (Kaffka 1996) von größeren Mengen an

Kampfmittelinhaltsstoffen sowie die seit längerem bekannten und gerade in jüngster Zeit u.a. durch Untersuchungen des Englischen Verteidigungsministeriums zunehmend beobachteten Selbstdetonationen (BGS 2005, Nehring 2006) münden ebenfalls in nicht einschätzbaren Konsequenzen für die umgebende Flora und Fauna und anthropogen basierter sicherheitsrelevanter Aspekte.

5 Grundsätzliche Sanierungsansätze

Aus genereller Sicht ergeben sich bezüglich subaquatischer Rüstungsaltslasten und den daraus resultierenden Gefährdungspotenzialen grundsätzlich vier potenzielle Sanierungsoptionen bzw. resultierende Szenarien:

1. Keine Sanierung von Gebieten mit Munitionsbelastungen („Endlager-Szenario“)
2. Teilsanierung von Gebieten mit Munitionsbelastung („By the way-Szenario“)
3. Komplettsanierung von Gebieten mit hoher Munitionsbelastung („Hot spot-Szenario“)
4. Komplettsanierung aller bekannter Gebiete mit Munitionsbelastung („Full clean up-Szenario“)

5.1 Endlager-Szenario

Bei diesem Szenario, das dem Status eines Endlagers für die verklappten Kampfmittel entspricht, würden die Kampfmittel wie auch Kampfmittelinhaltsstoffe *in situ* ohne Sicherungs- und Sanierungsansätze vor Ort belassen. Hierdurch käme es aufgrund der bereits vorhandenen und im sauerstoffhaltigen Milieu fortschreitenden Korrosionsprozesse sowie anhaltenden mechanischen Belastungen (Fischerei, Strömungen etc.) zu einer unkontrollierten Freisetzung unbekannter Mengen an teilweise hochtoxischen Schadstoffen in das umgebende Sediment und in die freie Wassersäule, mit nach wie vor aus toxikologischer und ökotoxikologischer Sicht unbekanntem Wirkungsmechanismen (Missiaen & Henriot 2002, SRU 2004) (Abb. 3A,B). Auf Basis der aktuell vorliegenden Untersuchungen im Bereich der langzeitökotoxikologischen Auswirkungen solcher Emissionen, die – soweit überhaupt Erkenntnisse vorliegen – teilweise stark unterschiedliche Ergebnisse zeigen, können Auswirkungen nur mit Hilfe eines dann zu realisierenden, flächendeckenden und sehr umfassenden Monitorings bezüglich Schadstoffkonzentrationen im Sediment und Wasser, als auch in den im Bereich der munitionsbelastenden Flächen sesshaften Mikro- und Makroorganismen untersucht werden (siehe auch SRU 2004). Im Falle einer durch das zielgerichtete Monitoring bestätigten, signifikanten Konzentration müssten dann wiederum konkrete Sicherungs- und Sanierungsschritte angegangen werden. Ein diffuser und auch hinsichtlich der WRRL-Ziele relevanter Schadstoffeintrag wäre durch diese Maßnahme bis zur eventuellen Realisierung von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen allerdings nicht zu verhindern.

Zu beachten bleibt weiterhin, dass versenkte Munition im Meer sicherheitstechnisch betrachtet prinzipiell nicht anders zu bewerten ist als munitionsbelastete Gebiete an Land. Von allen Flächen, die durch ihre Eintragung

auf Seekarten offiziell als munitionsbelastet gelten (siehe Bundesregierung 2006), geht eine akute Gefährdung für den Menschen aus, da es bis heute keine Befahrungsverbote etc. für diese Flächen gibt – im Gegensatz zu terrestrischen Flächen, die bei Bekanntwerden einer Munitionsbelastung für die Öffentlichkeit umgehend gesperrt werden.

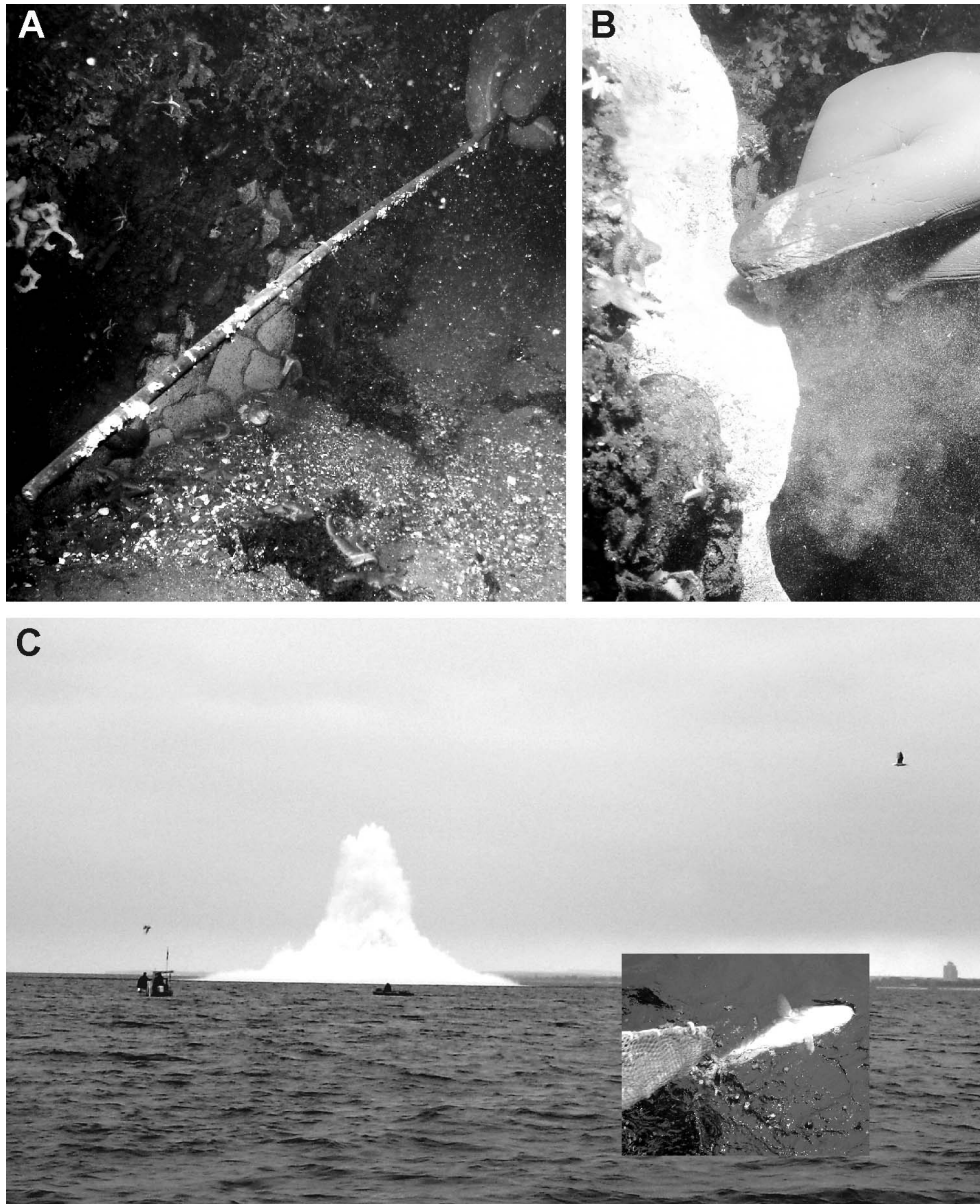


Abb. 3 In 2004 neu entdeckte Munitionsversenkungsstelle in der Kieler Außenförde vor Heidkate.
 A) Durchgerostete Grundmine mit offenliegendem TNT, das ein charakteristisches Wabenmuster zeigt (im Hintergrund), und frei umherliegende Treibladungen als Röhrenpulver, vermutlich aus Sprenggranat-Patronen (im Vordergrund); Foto 16.10.06
 B) Durchgerosteter Torpedosprengkopf mit offenliegendem TNT; Foto 16.10.06
 C) "Heiße Sanierung" mit Sprengung einer Grundmine und danach an der Wasseroberfläche treibender toter Dorsch (Insert); Foto 16.10.06

5.2 By the way-Szenario

Eine Teilsanierung („By the way-Szenario“) wird – und wäre auch in Zukunft – z.B. durch regelmäßige Strandaufsammlungen von angeschwemmten Kampfmitteln und Kampfmittelinhaltsstoffen sowie durch begleitende Sanierungsarbeiten im Rahmen von Baumaßnahmen zu realisieren. Auch könnten durch speziell ausgerüstete Fischkutter aufgenommene Kampfmittel bis zur Rückankunft im Hafen verwahrt und nicht unkontrolliert und undokumentiert rückverklappt werden, wie es bis heute in der Fischerei allgemein üblich ist und sogar von der See-Berufsgenossenschaft dringend angeraten wird ("Sollte [Munition des letzten Krieges] unbeabsichtigt mit dem Netz bzw. Fang an Bord gelangt sein, so ist sie tunlichst wieder zu versenken", aus SBG 1992). Eine niedersächsische Pilotuntersuchung hat gezeigt, dass ein einzelner Küstenfischer innerhalb einer „guten“ Fangsaison mehr als 3.000 kg Munition aller Art in seinen Netzen finden kann (Rapsch & Fischer 2000).

Grundsätzlich stellt sich jedoch die Frage, inwieweit Fischer die notwendige Fachkompetenz besitzen bzw. sich aneignen können, die Gefährlichkeit von (verrosteten) Munitionskörpern richtig einzuschätzen, um diese aus den Netzen zu bergen und an Bord zu belassen. Trotz der Mahnung der SBG (1992) hat das Land Niedersachsen seit 1997 mit 10 Kutterfischern Verträge geschlossen, auf Prämienbasis die an Bord gelangte Munition in speziellen Transportbehältern zu verwahren und in Häfen dem Kampfmittelbeseitigungsdienst zu übergeben bzw. Großmunition auf der „Martensplate“ abzulegen. Bisher sind nur wenige Kostenaufstellungen verfügbar. Diese zeigen jedoch, dass auf Grund der enormen Gefahrenlage für die Fischer die Hauptkosten auf den durch das Land zu leistenden Versicherungsbeiträgen liegen (1997: Munitionsaufbringung 1.863 kg, Versicherung 60.824,30 DM, Prämie 2.950,- DM; 1998: Munitionsaufbringung ca. 300 kg, Versicherung 50.755,25 DM, Prämie 200,- DM). Die Option, Fischer zur Kampfmittelräumung einzusetzen, ist aus Sicht der Autoren nicht zielführend.

Bei dem Lösungsansatz Teilsanierung kommt es – durch die überwiegende Zahl an von diesen Maßnahmen nicht betroffenen Kampfmitteln – zu einem kontinuierlichen, aber diffusen Sanierungs- und Sicherungsfortschritt. Konkrete Maßnahmen basieren in diesem Ansatz nicht auf einer Prioritätensetzung mittels Gefährdungseinschätzung einer speziellen Altlast im Vergleich zu anderen Verklappungen. Sie basieren einzig und allein auf der eher zufälligen Aufnahme von Kampfmitteln oder Inhaltsstoffen bzw. auf dem begleitenden sanierungs- und sicherungstechnischen Angehen der Altlasten im Rahmen konkreter Bauprojekte. Bei diesem Szenario handelt es sich um einen relativ kostengünstigen, allerdings im Gesamtkontext genereller Gefährdungspotenziale bzw. verbundener Emissionen, um einen nur als wenig effizient anzusehenden Lösungsansatz.

5.3 Hot spot-Szenario

Der Sanierungsansatz „Hot spot-Szenario“ basiert hingegen bezüglich seiner resultierenden Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen auf detaillierten Einzelfallbetrachtungen und den daraus hervorgehenden Gefährdungsabschätzungen einzelner Schwerpunktverklappungen. Durch die Konzentration auf einzelne Verklappungsgebiete mit genanntem „Hot-Spot“-Charakter kann es auch

hier mit Sicht auf die Gesamtheit der Verklappungen eventuell zum besagten „Tropfen auf den heißen Stein“ kommen. Allerdings sind unter Berücksichtigung des Gefährdungspotenzials und der Emissionen auf Basis der vorangehenden Eruiierungen hoch effiziente und relativ kostengünstige Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen möglich. Als „Hot spots“ in diesem Zusammenhang wären u.a. Schwerpunktverklappungen von z.B. Zündern oder Großkampfmitteln zu sehen, bei denen große Mengen an Schadstoffen bzw. Kampfmitteln relativ kleinräumig auf oder im Meeresboden lagern. Oftmals werden etwa tennisplatzgroße, bis mannshoch mit Kampfmitteln überlagerte Verklappungsstellen detektiert (Rapsch & Fischer 2000). Ein Beispiel für diese Herangehensweise wäre z.B. die im Jahre 2001 realisierte Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahme in der Flensburger Förde, bei der 34 Wasserbomben, 50 Handgranaten, 20 Sprengkapseln, ca. 5.000 Gewehrpatronen sowie weitere Munition verschiedenen Kalibers geborgen und an Land komplett entsorgt wurden; die Kosten der Maßnahme beliefen sich auf ca. 15.000 € (Hr. Sternheim, Amt für Katastrophenschutz Kiel, schriftl. Mitt. 22.12.06).

5.4 Full clean up-Szenario

Das „Full clean up-Szenario“, also ein umfassendes sicherungs- und sanierungstechnisches Angehen aller bekannten munitionsbelasteten Flächen und durch flächendeckende Untersuchungen noch festzustellenden Vorkommen von Kampfmitteln und deren Inhaltsstoffen, stellt auch im Kontext der WRRL zumindest aus emissionstechnischer Sicht – bei Zugrundelegen entsprechender Sicherungs- und Sanierungstechnologien – die effektivste Lösung dar. Allerdings würde eine solche umfassende Herangehensweise hinsichtlich des späteren Sanierungsfortschrittes und Verbesserung der Gesamtsituation – aufgrund der großräumlichen Verteilung der Kampfmittel außerhalb von Hot-Spot-Zonen – teilweise hochgradig ineffektive Arbeitsmaßnahmen und eine enorme finanzielle Belastung durch großflächige Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen mit sich ziehen, was eine tatsächliche Realisierbarkeit dieses Ansatzes nicht als sinnvoll und auch umsetzbar erscheinen lässt. Sicherzustellen wäre aber, dass alle bekannten munitionsbelasteten Flächen in den amtlichen Seekarten mit eindeutigen Hinweisen eingezeichnet sind. Zudem sollten alle die Gebiete munitionstechnisch untersucht werden, in denen besonders mit Munition zu rechnen ist (z.B. bekannte Versenkungsrouten, weitere Umgebung von bekannten Versenkungsstellen, durch Befragung von Fischern und Tauchern).

6 Fazit und Handlungsempfehlungen

Aus Sicht der Autoren ist die Herangehensweise des „Hot spot-Szenarios“ mit der einhergehenden Sicherung und Sanierung ausgewiesener Schwerpunktverklappungen aus technischer, emissionsrelevanter und ökonomischer Sicht die am ehesten zu realisierende Maßnahmenalternative. Hier könnten in Flachwassergebieten (bis etwa 30 m Wassertiefe) prioritär Taucher zur Bergung von Kampfmitteln eingesetzt werden, in größeren Wassertiefen dann u.a. die bereits bewährten, auch in das Sediment einspülbaren Elektromagneten sowie

ferngesteuerte, auf dem Meeresgrund agierende Manipulatoren, die insbesondere bei der Bergung chemischer Kampfstoffe eine Vor-Ort-Anwesenheit des Menschen mit allen resultierenden Gefahren größtenteils ausschließen würden.

Durch die vorgeschlagene Konzentration auf die so genannten Hot Spots kommt es zu einem reduzierten, aber im Gesamtkontext als hocheffizient zu betrachtenden Lösungsansatz, der zudem zu einer erheblichen Kostenreduktion im Vergleich zu weniger effizienten, aber umfassenderen Maßnahmen führt. Potenzielle, gerade im Zusammenhang mit der WRRL zu nennende Hot Spots wären u.a. die Verklappungsgebiete bei Helgoland, Wangerooge, Sylt, Cuxhaven, Schillig und Usedom (insbesondere wegen der vorhandenen Phosphor/Bernstein-Problematik) sowie die verbleibenden Gebiete in der Lübecker Bucht. Speziell für das Gebiet um Sylt sowie für die gesamte Ostseeküste ist aber eine historische Aufarbeitung von Versenkungsmaßnahmen mit begleitenden Interviews und Vor-Ort-Untersuchungen unabdingbar, um hinreichende Erkenntnisse und Datengrundlagen zu erlangen, die für eine fach- und sachgerechte Einschätzung des Gefahrenpotenzials für Mensch und Umwelt sowie für die Detektion von weiteren Hot Spots notwendig sind.

Eine Sanierung zumindest der Hot Spots wird von den Autoren als wahrscheinlich grundlegend für das Erreichen der durch die Wasserrahmenrichtlinie gesteckten Ziele im Bereich der Küstengewässer angesehen.

Kritisch betrachten die Autoren aktuelle „heiße Sanierungen“ durch einfache Sprengung am Meeresboden befindlicher bzw. teilweise zusedimentierter Kampfmittel ohne jegliche Sanierungsansätze hinsichtlich der enthaltenen Kampfmittelinhaltsstoffe wie z.B. im Oktober 2006 in der Kieler Außenförde realisiert (Bojanowski 2006): Durch die gezielte Explosion von drei Grundminen wurden die restlichen Kampfmittelkörper (ca. 20 Grundminen, ca. 60 Torpedosprengköpfe, mehrere Wasserbomben) nur teilweise technisch unschädlich gemacht, die Sprengung selbst führte aber nach Taucherberichten zu erheblichen Einwirkungen auf das Sediment sowie auf die umgebende Flora und Fauna. Speziell Fische, die sich im Auswirkungsbereich aufhielten, wurden direkt getötet (Abb. 3C) bzw. massiv geschädigt, so dass noch Tage später Fische sehr wahrscheinlich verendet sind. Der durch eine derart große Sprengladung hervorgerufene Schallimpuls kann bei Meeressäugern, wie z.B. beim stark gefährdeten Schweinswal, noch in über 1 km Entfernung zu lebensgefährlichen Verletzungen wie Lungenrissen führen. Gehörschäden sind noch in mehreren Kilometern Entfernungen zu befürchten. Außerdem ist zu vermuten, dass durch die Sprengungen relevante Mengen von Schadstoffen aus dem Sediment freigesetzt worden sind und aus (mit)explodierenden oder beschädigten Munitionskörpern sogar jetzt anhaltend verstärkt freigesetzt werden (Nehring 2007) – in diesem konkreten Fall das bereits in sehr geringen Konzentrationen giftige und u.a. für Fische tödliche Trinitrotoluol (TNT). Auf Grund der schlechten Daten- und Erkenntnislage besteht hier jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf.

Grundsätzlich werden bis heute Umweltaspekte wie die Vorabvergrämung von Wirbeltieren aus dem Auswirkungsbereich oder die Schadstofffreisetzung bei der Gefahreneinschätzung von Sprengungen im Meer nicht berücksichtigt. Eine durch die Sprengung in der Kieler Förde bezweckte, effektive Überlagerung der noch vorhandenen Kampfmittel und ihrer Inhaltsstoffe mit Sediment und eine hieraus u.a.

resultierende verminderte Verfügbarkeit der Schadstoffe für die belebte Meeresumwelt konnte nachweislich nicht realisiert werden (Bojanowski 2006) und stellt somit die gesamte Maßnahme stark in Frage. Nach einem Pressebericht planen die zuständigen Behörden dort weitere Sprengungen, bis keine Munition mehr offen auf dem Grund liegt (Anonymus 2006). Eine wenige Zentimeter bis Dezimeter umfassende Sedimentabdeckung wird aber nur kurzfristig das Gefahrenpotenzial verringern. Durch Strömungen und Sturmlagen wäre es nur eine Frage der Zeit, wann die Munition wieder offen liegt. Es stellt sich die Frage, welche Dauerüberwachung hier durch die zuständigen Behörden geplant ist, um jederzeit die Gefahrenlage für die Schifffahrt, andere Gewässernutzer und die Umwelt einschätzen zu können. Auf Grund von anhaltenden Protesten von Naturschützern wurden die weiteren Sprengungen jedoch erst einmal ausgesetzt. Momentan wird von den zuständigen Behörden geprüft, inwieweit es technische Möglichkeiten gibt, wenigstens Meeressäuger bei den nächsten Sprengungen besser zu schützen. Durch den aktuellen Fund von weiteren 50 Ankertauminen bei Heidkate (Hr. Sternheim, Amt für Katastrophenschutz Kiel, schriftl. Mitt. 22.12.06) sind jetzt sogar weit über 100 Großkampfmittel mit über 30 Tonnen TNT zu vernichten. Zudem lagerten in dem Gebiet, das nur 2 km von der Küste entfernt ist, tausende Kampfstoffgranaten, die Ende der 1950er Jahre geborgen wurden (Nehring & Koch 2006). Ob die Räumung vollständig erfolgt ist, ist bis heute nicht überprüft worden. Bevor dort weitere Sprengungen durchgeführt werden können, muss eine fachgerechte Sondierung aller Munitionskörper auf und im Sediment erfolgen, um die Entstehung von Kampfstoffwolken, die die Schiffsbesatzungen, Strandbesucher und Küstenbewohner massiv bedrohen würden, definitiv ausschließen zu können. Während einer kontrollierten Seeminensprengung in 2003 durch eine Marineeinheit der Nato an einem nicht näher bekannten Ort explodierten nämlich wenige Sekunden später überraschend nicht vorab detektierte Kampfstoffgranaten, die im Sediment lagerten; durch die sich an der Wasseroberfläche ausbreitende Kampfstoffwolke erlitten mehrere Soldaten starke Verletzungen (Nehring & Ilschner 2005).

Literatur

- Anonymus (2006) Kriegsmunition bedroht die Kieler Förde. – Flensburger Tageblatt, 10.11.2006
- BBS Consulting (1993) Untersuchung der Munitionsversenkungsgebiete in den niedersächsischen Küstengewässern. – Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums.
- BGS (2005) Analysis of Explosions in the BGS Seismic Database in the Area of Beaufort's Dyke, 1992-2004. – British Geological Survey; Report CR/05/064.
- Bojanowski A (2006) Gift aus gesprengter Kriegsmunition bedroht Kieler Förde. – Spiegel-Online, 09.11.2006, <http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/0,1518,447377,00.html>.
- BSH (1993) Chemische Kampfstoffmunition in der südlichen und westlichen Ostsee – Bestandsaufnahme, Bewertung und Empfehlung. – 70 S.; Hamburg (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie).
- Bundesregierung (2006) Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage bzgl. Munitionsaltlasten in der Ostsee. – Deutscher Bundestag; Drucksache 16/353 vom 11.01.06: 1-6.
- CITS (1997) Terrorism and weapons of mass destruction. – Center for International Trade and Security, The Monitor Vol. 3(2) 1-43; Athens, GA.
- CSIS (2005) Danger of terrorist attacks. – Center for Strategic and International Studies Washington, <http://www.sgppproject.org>
- EG (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik; Brüssel.

- EG (2001) Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG; Brüssel.
- Ek H (2005) Hazard assessment of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) from dumped ammunition in the sea. – Göteborg University (Department of Environmental Science and Conservation).
- Haas R (1996) Explosivstofflexikon. – Umweltbundesamt, Texte 26/96: 1-278; Berlin.
- HELCOM (1994) Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea. – HELCOM, 15/5/1: 1-38; Helsinki.
- HELCOM (1995) Final Report of the Ad Hoc Working Group on Dumped Chemical Munition. – HELCOM, 16/10/1: 1-20; Helsinki.
- Hollmann B & Schuller D (1993) Ökotoxikologische Bewertung Rüstungsaltslasten „Munitionsversenkungsgebiete in der Nordsee“. – Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. – 129 S.; Oldenburg (ARSU GmbH).
- Kaffka A (ED.) (1996) Sea-Dumped Chemical Weapons: Aspects, Problems and Solutions. – 170 S.; NATO ASI Series Vol. 7.
- Koch M (2006) Sicherungs- und Sanierungskonzepte für chemische und konventionelle Kampfmittel-Altlasten in der Ostsee. – Unpublizierter Schriftsatz, Bearbeitungsstand 17.11.2006; Universität Lüneburg.
- Kopecz P (1996) Kampfstofflexikon. – Umweltbundesamt, Texte 27/96: 1-301; Berlin.
- KULTURTECHNIK (1990) Bericht zur Erfassung und Erkundung der Rüstungsaltslasten in der Nordsee. – 118 S., 6 Anl.; Bremen (KULTURTECHNIK GmbH).
- Liebezeit G (2002) Dumping and re-occurrence of ammunition on the German North Sea coast. – in Missiaen T & Henriet JP (EDS.) Chemical munition dump sites in coastal environments. – Belgian Ministry of Social Affairs, Public Health and the Environment: 13-25; Brussels.
- LUNG (2004) Gewässergütebericht 2000/2001/2002. – 159 S.; Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie; Schwerin.
- Martinetz D & Rippen G (EDS.) (1996) Handbuch Rüstungsaltslasten. – 1053 S.; Ecomed Verlagsgesellschaft; Landsberg.
- Missiaen T & Henriet JP (EDS.) (2002) Chemical munition dump sites in coastal environments. – 167 S.; Belgian Ministry of Social Affairs, Public Health and the Environment; Brussels.
- Nehring S (2005a) Brandbomben an der Ostseeküste – Ein gefährliches Erbe. – Wasser und Abfall 12/2005: 52-55.
- Nehring S (2005b) Rüstungsaltslasten in den deutschen Küstengewässern – Handlungsempfehlungen zur erfolgreichen Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 109-123.
- Nehring S (2006) Geheimnisvoller Knechtsand – Des Rätsels Lösung? – Journal für UFO-Forschung 3/2006: 77-81.
- Nehring S (2007) Risiken und Auswirkungen von Rüstungsaltslasten im Kontext einer UVS für den Bau der Nord Stream Erdgaspipeline in der Ostsee. – Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des BUND, Bundesarbeitskreis Meer und Küste. – 21 S.; Koblenz (AeT umweltplanung).
- Nehring S & Ilschner B (2005) Ostsee-Pipeline – Ein explosives Vorhaben. – Waterkant 4/2005: 21-25.
- Nehring S & Koch M (2006) Gefahr aus der Tiefe – Die Mythenbildung um die Munition im Meer. – Waterkant 4/2006: 21-25.
- Nehring S, Beyer K & Reimers HC (2004) Küstengewässer Elbe – ein Pilotprojekt zur Bestandsaufnahme nach Art. 5 EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Wasser und Abfall 9: 16-19.
- OSPAR (2005) Overview of past dumping at sea of chemical weapons and munitions in the OSPAR maritime area. – OSPAR Commission, Biodiversity Series: 1-13.
- Rapsch HJ & Fischer U (2000) Munition im Fischernetz. – 80 S.; Oldenburg (Isensee Verlag).
- Rosen G & Lotufo GR (2005) Toxicity and fate of two munitions constituents in spiked sediment exposures with the marine amphipod *Eohaustorius estuarius*. – Environmental Toxicology and Chemistry 24: 2887-97.
- SBG (1992) Merkblatt über Munitionsfunde auf See. – 22 S.; See-Berufsgenossenschaft; Hamburg.
- SHL (2001) Kampfmittel in Küstengewässern. Antwort der Landesregierung auf eine kleine Anfrage. – Schleswig-Holsteinischer Landtag, Drucksache 15/1226: 1-7; Kiel.
- Siegmund-Schultze N (2006) Sprengstoff im Netz. – Süddeutsche Zeitung, 29.02.1996
- SRU (2004) Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. – 265 S.; Baden-Baden (Nomos Verlagsgesellschaft).

Theobald N (2002) Chemical munitions in the Baltic Sea. – in Missiaen T & Henriet JP (EDS.)
Chemical munition dump sites in coastal environments. – Belgian Ministry of Social Affairs, Public
Health and the Environment: 95-106; Brussels.

Autoren

Marc Koch
c/o Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und Umweltchemie
Scharnhorststraße 1
21335 Lüneburg, Germany

E-Mail: marc_koch@yahoo.de

Stefan Nehring
AeT umweltplanung
Bismarckstraße 19
56068 Koblenz, Germany

email: nehring@aet-umweltplanung.de
www.aet-umweltplanung.de

Mareike MERTENS & Uwe SELIG

Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig – Holsteins

**Comparison of historical and recent macrophytes in the inner coastal waters of
Schleswig-Holstein**

Abstract

Submerged vegetation was investigated in four coastal waters on the southern German Baltic Coast (Schleswig-Holstein). The recent vegetation was characterized investigated along transects. A number of 24 taxa were found and the depth distribution varied between 1 and 3 m. Based on the analysis of herbar specimen and literature the historical vegetation was reconstructed. By comparison of recent and historical submerged vegetation two main criteria were discussed as appropriate indicators of eutrophic degradation of the coastal waters: (1) the lower distribution depth of submerged vegetation and (2) the loss of charophyte-dominated vegetation. The results were used for development of a classification system of macroalgae and angiosperms according to the guidelines of the European Water Framework Directive.

Keywords: macrophyte, coastal water, classification, Water Framework Directive, eutrophication

1 Einleitung

Die Küstengewässer der Ostsee stellen nicht nur einen Lebensraum mit einem Salzgradienten dar, sondern sind auch ein Puffer- und Filtersystem. So wird der aktuelle Gewässerzustand der Küstengewässer durch den erhöhten Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus Industrie, Landwirtschaft, Schiffsverkehr und Tourismus geprägt. Die anthropogenen Beanspruchungen haben zum Verlust der Selbstregulation und Pufferkapazität geführt. In Folge des Trophieanstiegs in den Küstengewässern kam es zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der autotrophen Lebensgemeinschaften (Lüning 1985, Kautsky et al. 1986). Die Eutrophierung verursacht eine verstärkte Planktonentwicklung, welche wiederum zu einer Abnahme der Lichttransmission und damit zu einem Rückgang der benthischen Phytalgemeinschaft führt. Diese Algen und Angiospermen sind gezwungen sich in flache Gewässerbereiche zurückzuziehen, in denen sie mit Algen des Eulitorals in Konkurrenz treten. Erreichen sie dabei den suboptimalen Bereich, werden sie

verdrängt (Landesamt für Natur & Umwelt S-H 2003). Der Nährstoffanstieg fördert zudem schnell wachsende epiphytische filamentöse Arten, was wiederum zu einer verringerten Lichtverfügbarkeit führt (Dahlgren & Kautsky 2002). Nährstoff-Opportunisten, insbesondere annuelle fädige Feinalgen wie *Pilayella littoralis*, *Ceramium* spp., *Cladophora* spp., oder flächige Grünalgen wie *Enteromorpha* spp. und *Ulva* spp. sind bei erhöhtem Nährstoffangebot anderen Makrophyten durch schnelle Nährstoffaufnahme und sehr rasches Wachstum überlegen.

Mit der Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) und ihrem Inkrafttreten am 22.12.2000 wurde als Zielstellung das Erreichen eines mindestens „guten ökologischen Zustandes“ für alle natürlichen Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 genannt. Die Umsetzung dieser Richtlinie beruht, neben der Typisierung, auf der Erarbeitung von Bewertungsansätzen. Aus diesem Grund wurde für die „Makroalgen und Angiospermen“, als eine Bewertungskomponente der EU-WRRL, durch das BMBF- Projekt ELBO ein Bewertungsansatz für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns erstellt (Schubert et al. 2003). Im Rahmen einer Diplomarbeit (Mertens 2006) sollte die rezente Vegetation in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins erfasst werden und als Datengrundlage eine Überprüfung des Bewertungsansatzes für Mecklenburg-Vorpommern ermöglichen.

2 Untersuchungsgebiete

Alle Untersuchungsgewässer liegen im Schleswig-Holsteinischen Hügelland des Norddeutschen Jungmoränenlandes. Landseitig von Ausläufern der Endmoräne umrahmt, entstanden sie aus Gletscherzungenbecken des pleistozänen Glazialreliefs. Die Abbildung 1 kennzeichnet die Lage der Untersuchungsgebiete entlang der Küstenlinie Schleswig-Holsteins.

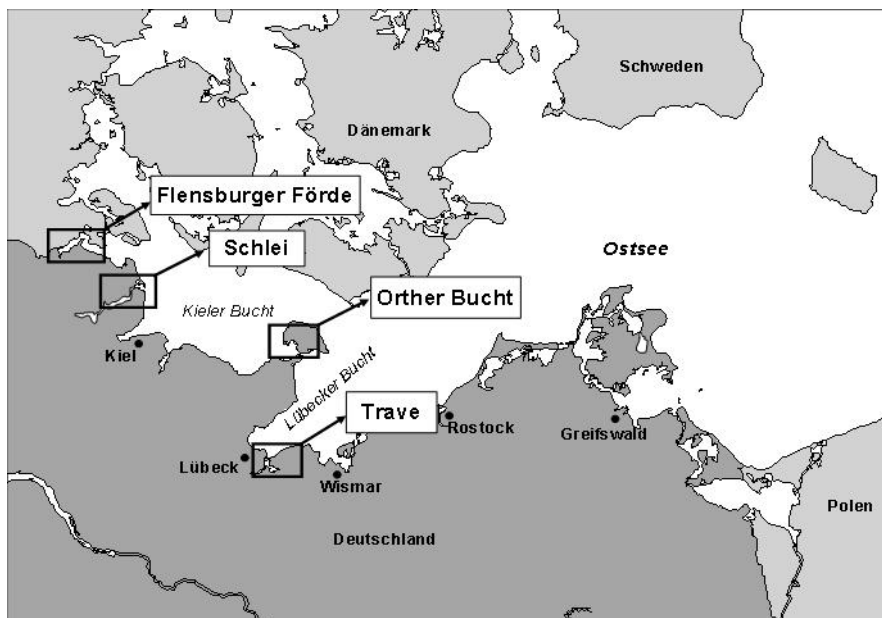


Abb. 1 Lage der Untersuchungsgewässer

Die inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins unterscheiden sich hinsichtlich der Morphologie von den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Tabelle 1). So werden die Gewässer nicht oder nur durch kleinere Süßwasserzuflüsse gespeist und gehören dem Küstentyp „Förden“ an, welcher durch schmale und tiefe Zungenbecken geprägt ist (Schlungbaum & Baudler 2000). Die Untersuchungsgewässer im westlichen Teil der südlichen Ostseeküste unterscheiden sich hinsichtlich einem geringen Küstenausgleich (Geltinger Bucht) bzw. einem relativ starken Küstenausgleich (Schlei, Untertrave).

Tab. 1 Morphometrische Kenngrößen der inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins – Angaben aus Schlungbaum & Baudler (2000) sowie Krech (2003)

	Flensburger Förde	Schlei	Orther Bucht	Untertrave
Wasserfläche [km ²]	330	54	1,8	26
max. Tiefe [m]	38	13	4	20
mittl. Tiefe [m]	15	3	2	5,5
Wasservolumen [10 ⁶ m ³]	4.940	160	keine Angaben	128
Einzugsgebiet ³ [km ²]	330	667	keine Angaben	2.666
Süßwasserzufluss [10 ⁶ m ³ a ⁻¹]	200	307	keine Angaben	400

3 Material und Methoden

3.1 Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen fanden im Juli und August 2004 in der Geltinger Bucht (als Teil der Flensburger Förde), Orther Bucht, Schlei (Äußere Schlei) und Untertrave statt. Die Beprobung erfolgte in den Tiefenstufen 0,25; 0,50; 0,75; 1; 1,5; 2; 2,5 und 3 m (bis zur unteren Verbreitungsgrenze der Vegetation). Pro Tiefenstufe wurden vier parallele Vegetationsaufnahmen (1x1 m² Kartierungsrahmen) durchgeführt. Die Rahmenfläche war in vier Quadrate von je 0,25 m² unterteilt. In jedem Teilquadrat wurde die Artmächtigkeit der Makrophyten und Makroalgen nach der kombinierten Abundanz-Dominanz-Skala von Braun-Blanquet (1964) zugeordnet, sowie die Gesamtbedeckung und das Vorhandensein von Hartsubstrat (Steine) in Prozent abgeschätzt. Insgesamt wurden 192 Vegetationsaufnahmen durchgeführt.

3.2 Analyse historischer Daten

Analog zu den Untersuchungen für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (Blümel et al. 2002) erfolgte eine aufwendige Recherche über historische Daten zu den Makrophytenbeständen. Dazu wurden elektronische Datenbanken von Kühlenkamp (Auftrag des LANU 2003), in welchem die Herbarien

des Institutes für Meereskunde Kiel (IFM) und des Botanischen Instituts in Kiel zusammengefasst sind, sowie eine Datenbank des MAKOMA Projekt (Rieling et al. 2004) ausgewertet. Die Angaben wurden durch eigene Literaturrecherchen ergänzt.

4 Ergebnisse

4.1 Vergleich der rezenten Vegetation mit historischen Daten

Insgesamt wurden in den vier Untersuchungsgewässern rezent 24 Arten gefunden, wovon 11 wurzelnd bzw. am Substrat verankert waren. Die Artenzahl variierte dabei sehr stark sowohl zwischen den Untersuchungsstandorten als auch innerhalb eines Transektes. Die Abbildung 2 gibt die Tiefenverbreitung von Charophyten, Spermatophyten und Phaeophyten in den Untersuchungsgewässern wieder. Die untere Verbreitungsgrenze der Vegetation variiert zwischen 1 und 3 m in den Transekten. Diese wurde in den Gewässern von Spermatophyten gebildet, während Characeen und auch *Fucus vesiculosus* überwiegend in den flacheren Bereichen vorzufinden waren.

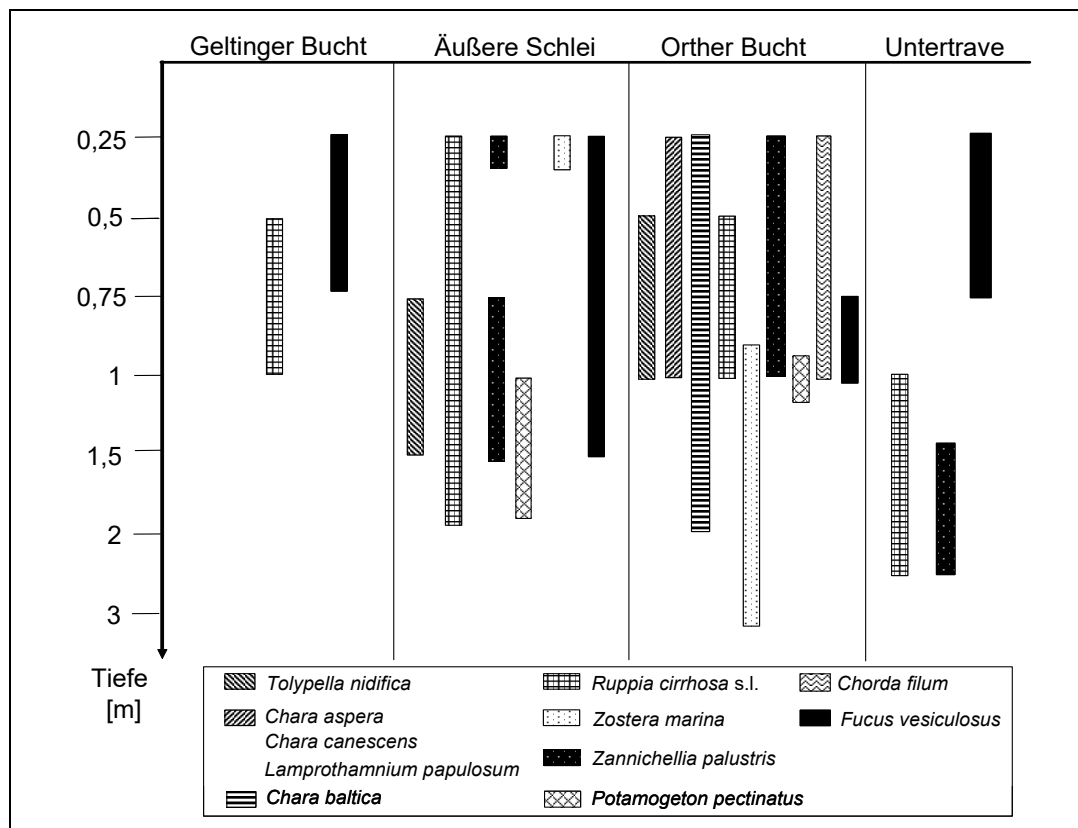


Abb. 2 Tiefenverteilung ausgewählter Arten in den Untersuchungsgewässern (Vegetationskartierung 2004).

Im flachen Geltinger Noor als Teil der Geltinger Bucht (Flensburger Außenförde) konnten 7 Arten, überwiegend epilithische Algen nachgewiesen werden. Der Transekt zeichnet sich durch eine durchgehende Vegetationsbedeckung bis 1 m Tiefe aus. Mit dem Rückgang von Hartsubstraten dominiert ab einer Tiefe von 0,5 m

Ruppia maritima, als einzige wurzelnde Art. Vergleicht man die vorgefundenen Arten mit den historischen Belegen kann festgestellt werden, dass keine der drei historisch belegten Characeen rezent vorgefunden wurden (Tabelle 2). Des Weiteren fehlen für die Geltinger Bucht Angaben zum Vorkommen von Spermatophyten bis 1950. MARILIM (1996-2000) fand *Zostera marina* bis in 6 m Tiefe vor. Lakowitz (1929) belegt das Vorkommen von *Fucus serratus* bis in 6 m Tiefe, wohingegen *Fucus* spp. im Rahmen des Flachwassermonitoring (MARILIM 1996-2001) nur noch bis in maximal 4 m Tiefe beschrieben wurde. Im Untersuchungstransect wurde *Fucus vesiculosus* lediglich bis in 0,75 m Tiefe vorgefunden (Abbildung 2).

Tab. 2 Charophyta, Spermatophyta und ausgewählte Phaeophyta und ihre maximalen Verbreitungstiefen [m] in den Untersuchungsgewässern Geltinger Bucht und Äußere Schlei. Die Kennzeichnung mit x bedeutet, dass zu den Belegen keine Tiefenangaben vorhanden sind.

Arten		Geltinger Bucht				Äußere Schlei			
		vor 1900	1900- 1950	1951- 2000	2004	vor 1900	1900- 1950	1951- 2000	2004
Charophyta	<i>Chara aspera</i>	X	X				X		
	<i>Chara baltica</i>	X				X	X		
	<i>Lamprothamnium papulosum</i>	X	X						
	<i>Tolypella nidifica</i>						4		1,5
Spermatophyta	<i>Phragmites australis</i>					1	0,25	0,25	0,25
	<i>Potamogeton pectinatus</i>								2
	<i>Ruppia cirrhosa</i>				1			2	
	<i>Ruppia maritima</i>								2
	<i>Zannichellia palustris</i>			6		2	2		1,5
	<i>Zostera marina</i>					2	4	2	0,25
	<i>Zostera noltii</i>							X	
Phaeophyta	<i>Chorda filum</i>			6		1	4		
	<i>Fucus serratus</i>		6				5	X	
	<i>Fucus sp.</i>			4					
	<i>Fucus vesiculosus</i>				0,75	0,3	4	X	1,5
	<i>Halosiphon tomentosus</i>								1
	<i>Laminaria fexicaulis</i>	6	X						
	<i>Laminaria saccharina</i>					4			
	<i>Pilayella littoralis</i>								1

An den Untersuchungsstandorten der Äußeren Schlei konnten insgesamt 16 Arten nachgewiesen werden. *Tolypella nidifica* siedelt bis in 1,5 m Tiefe, während Hoffmann (1937) die Art zwischen 2 und 4 m Tiefe für Schleimünde erwähnt (Tab. 2).

Auf 0,25 m Tiefe dominieren epilithische Algen, während zwischen 0,75 und 1,5 m Tiefe Spermatophyten das Vegetationsbild bestimmen. Gegenüber den

Beobachtungen von Magnus (1875) und Hoffmann (1937) wurde der ursprünglich durch das Seegrass *Zostera marina* besiedelte Litoralbereich in den aktuellen Vegetationsaufnahmen durch *Ruppia maritima* dominiert. Das Vorkommen von *Zannichellia palustris*, *Potamogeton pectinatus* und *Fucus vesiculosus* konnte bestätigt werden (Tabelle 2). Während *Fucus vesiculosus* im Untersuchungsgewässer bis in 1,5 m gefunden wurde, erwähnt Hoffmann (1937) die Art bis in maximal 4 m Wassertiefe (Maasholmer Breite und Schleimünde). Nach Hoffmann (1937) wuchs *Fucus serratus* in der Äußeren Schlei unterhalb von *Fucus vesiculosus* zwischen 3 und 5 m Tiefe. In den aktuellen Kartierungen wurde die Art nicht gefunden. Im Untersuchungsgewässer fanden sich rezent außerdem die epilithischen Algen *Chorda tomentosa*, *Desmarestia viridis*, *Polyides rotundus* und *Dasya baillouviana*, ein Neophyt.

Tab. 3 Charophyta, Spermatophyta und ausgewählte Phaeophyta und ihre maximalen Verbreitungstiefen [m] in den Untersuchungsgewässern Orther Bucht und Untertrave. Die Kennzeichnung mit x bedeutet, dass zu den Belegen keine Tiefenangaben vorhanden sind.

Arten		Orther Bucht				Untertrave			
		vor 1900	1900- 1950	1951- 2000	2004	vor 1900	1900- 1950	1951- 2000	2004
Charophyta	<i>Chara aspera</i>	X	X	4	1	X			
	<i>Chara baltica</i>	X		1	1	X			
	<i>Chara canescens</i>			4	1				
	<i>Lamprothamnium papulosum</i>				1				
	<i>Tolypella nidifica</i>	X		6	1	6			
Spermatophyta	<i>Phragmites australis</i>						0,25	0,25	0,75
	<i>Potamogeton pectinatus</i>			4	1	4			
	<i>Ruppia cirrhosa</i>			X		4	X		1,5
	<i>Ruppia maritima</i>				1				2,5
	<i>Zannichellia palustris</i>			6	1		X		2,5
	<i>Zostera marina</i>			6	3	6	X		
Phaeophyta	<i>Chorda filum</i>			6	1				
	<i>Fucus serratus</i>		6						
	<i>Fucus sp.</i>	X						0,3	
	<i>Fucus vesiculosus</i>			6	1	4	0,25	1	0,75

Der Transekt in der Orther Bucht wies 13 Arten auf. Im Unterschied zur Geltinger Bucht dominieren wurzelnde Arten die Vegetationsaufnahmen. In der Orther Bucht wurde neben den in der Literatur beschriebenen Characeen *Chara aspera*, *C. baltica*, *C. canescens* und *Tolypella nidifica*, bei den Vegetationsuntersuchungen 2004 *Lamprothamnium papulosum* gefunden. Die Characeen bilden die dominante Gruppe bis zur kartierten Tiefengrenze von 1 m. *Chara baltica* und *Tolypella nidifica* siedeln bis in 2 m Tiefe, gefolgt von *Zostera marina* mit durchgehender Bedeckung bis in 3 m Tiefe (Jegzentis 2005 sowie Fürhaupter & Meyer 2005). Das Arteninventar der Vegetationskartierung 2004

unterscheidet sich nicht wesentlich von der historisch beschriebenen Vegetation (Tabelle 3). Historische Angaben zur Tiefenverbreitung von Characeen und Spermatophyten fehlen für die Zeiträume 1851-1900 und 1901-1950. Im Transekt wurde *Fucus vesiculosus* lediglich bis in 1 m Tiefe angetroffen. In anderen Teilen der Orther Bucht siedelte die Art bis in 6 m Tiefe (MARILIM 2001). Nach Lakowitz (1929) kam *F. serratus* bis in 6 m Tiefe vor.

An den Untersuchungsstandorten der Untertrave wurden insgesamt 8 Arten kartiert. Die Spermatophyten *Zannichellia palustris* und *Ruppia maritima* wurden bis in 2,5 m Tiefe vorgefunden. Tatsächlich aber geben historische Funde eine Besiedlung durch *Zostera marina* (Lenz 1878) bis in 6 m Tiefe bzw. durch *Potamogeton pectinatus* und *Ruppia cirrhosa* bis in 4 m Wassertiefe an. Während Sonder (1890) das Vorkommen von *Chara aspera*, *C. baltica* und *Tolypella nidifica* für die Untertrave beschrieb, konnten rezent keine Characeen gefunden werden. *Enteromorpha intestinalis* siedelt rezent maximal bis in 1 m Tiefe. Die Grünalge *Cladophora* sp. schließt sich auf 1,5 m Tiefe an. Angaben für Makroalgen zwischen 1901 und 1950 fehlen. *Fucus vesiculosus* wurde nur im flachen Wasser bis in eine Tiefe von 0,75 m angetroffen. Dies stimmt mit Angaben von Goersch (1989) überein, wonach die Art in der Pötenitzer Wiek nur noch im ufernahen Bereich siedelt (Abbildung 2). Lenz (1878) beobachtete *Fucus vesiculosus* bis in 4 m Wassertiefe.

5 Diskussion

5.1 Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze als Degradationsparameter

Das Wachstum submerser Makrophyten sowie Makroalgen ist von der Lichtverfügbarkeit abhängig (Lampert & Sommer 1999). Demnach stellt die Lichtlimitation einen entscheidenden Faktor für die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation dar. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus dem Vergleich zwischen rezentem und historischem Makrophytenvorkommen diskutiert.

Flensburger Förde

Anhand von Untersuchungen an schwedischen Küstengewässern wird ein genereller Rückgang der Tiefenverbreitung von Characeen in der Ostsee angenommen (Blindow et al. 2004). Diese Beobachtung kann für die Geltinger Bucht bestätigt werden. So ist eine Besiedlung nur bis 1929 belegbar. Während der Vegetationskartierungen 2004 konnten keine Characeen nachgewiesen werden. Aufgrund fehlender historischer Angaben zum Vorkommen von Spermatophyten in der Geltinger Bucht lassen sich keine Aussagen zur Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze treffen. Im Gegensatz dazu ist für *Fucus* sp. ein Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze belegbar. Entsprechendes beschreiben Bock et al. (2004), wonach *Fucus* sp. um 1950 noch bis in 9 m Tiefe entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste vorkam. Rezent wurde *Fucus* sp. nur bis in 3 m Tiefe nachgewiesen.

Äußere Schlei

Vergleicht man die rezenten Vorkommen mit den historischen Belegen, so kann ein Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze für *Tolypella nidifica* festgestellt werden. Außerdem konnte das historisch beschriebene Vorkommen von *Chara aspera* und *Chara baltica* rezent nicht bestätigt werden. Ebenso muss ein Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze für *Fucus vesiculosus* angenommen werden. Das Fehlen von *Fucus serratus* in den aktuellen Kartierungen stützt diese Annahme. Eine Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze der Spermatophyten ist anhand historischer und rezenter Tiefennachweise aufgrund der Datenlage nicht nachzuvollziehen. Ursache für den Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze ist der Trophieanstieg ab Mitte des 19. Jahrhunderts, durch die Einleitung unbehandelten Abwassers aus Städten und Industrieanlagen und dem erhöhten Eintrag von Düngemitteln. Das Landesamt für Natur und Umwelt S-H (2001) gibt gegenwärtig als zentrales Problem der Schlei die permanente Überversorgung mit Phosphor aus den Faulschlammablagerungen im Bereich der Inneren Schlei an (gewässerinterne Düngung).

Orther Bucht

Die Orther Bucht ist mit fünf rezenten Arten das Gewässer mit dem artenreichsten Characeen- Vorkommen. Historischen Belege und die Vegetationskartierungen 2004 können keinen Aufschluss über einen Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze der Spermatophyten geben. Hinweise auf die Abnahme der Verbreitungstiefe für *Fucus vesiculosus* fehlen (MARILIM 2003). Während der Kartierung 2004 konnte die Art aufgrund der schlechten Sichtverhältnisse nur bis in 1 m Tiefe bestätigt werden. Zudem fehlen am Standort Hartsubstrate zur Ansiedlung von *Fucus* sp.

Untertrave

Eine Rekonstruktion der historischen Makrophytenvorkommen in der Untertrave ist nur bedingt durch die Auswertung von Literaturdaten möglich. Im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgewässern wurden nur wenige Nachweise zum Vorkommen von Makrophyten in der Untertrave gefunden. Nachweise für die historisch beschriebenen drei Characeen- Arten fehlen für den Zeitraum nach 1950. Die aktuellen Vegetationskartierungen konnten ebenfalls keine Funde erbringen. Ein Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze für Spermatophyten muss angenommen werden. Gleiches gilt für *Fucus vesiculosus*. Grosch (1972) geht bei der Untertrave von einer gravierenden Veränderung in der Unterwasservegetation um 1900 aus. Die enorme Abwasserbelastung bzw. die in der Folge auftretenden Schlick- und Faulschlammablagerungen und der Ausbau der Trave zur Großschifffahrtsstraße werden als Ursachen benannt (Schorer 1882 zit. n. Grosch 1972, Dahlstein 1952 zit. nach Grosch 1972, Grosch 1972).

Der Vergleich zwischen den im Untersuchungsjahr 2004 vorgefundenen Verbreitungsgrenzen der Vegetation mit den zusammengestellten Daten der historischen Verbreitungsgrenzen belegt einen Rückgang der unteren

Verbreitungsgrenzen für alle Untersuchungsgewässer nach 1930, mit Ausnahme der Orther Bucht. Diese Bucht zeichnet sich durch einen regelmäßigen Wasseraustausch mit der Ostsee aus, welcher einer Akkumulation von Nährstoffen entgegenwirkt (Laursen 1982).

5.2 Ausfall von Arten als Degradationsparameter

Charophyta

Die Auswertung der Herbarien und Literaturquellen ergibt eine Abnahme der Artenzahl bzw. den Verlust von Characeen für die Untersuchungsgewässer Geltinger Bucht, Äußere Schlei und Untertrave aufgrund der Eutrophierungsfolgen. Für die Küstengewässer Schleswig-Holsteins wird ein starker Rückgang von Characeen bereits ab 1890 und insbesondere bis 1980 als Folge der Eutrophierung beschrieben. Als Ursachen des Rückgangs der Characeen diskutieren Blindow et al. (2004) neben der verstärkten Gewässertrübung aufgrund der Eutrophierung, die Verbauung der Gewässer und den damit einhergehenden eingeschränkten Wasseraustausch und Salzgehaltsschwankungen, als auch die Besiedlung emergenter Vegetation und die Konzentration von Zugvögeln. Das Vorkommen von Characeen kann jedoch auch von natürlichen Störungsereignissen abhängen: Erst nach mechanischen Störungen (Sturm, Eisabrieb) und kalten Wintern entstandene freien Flächen, können noch vor Phanerogamen durch Characeen wieder besiedelt werden, welche als Diasporen im Sediment überdauert haben (Idestam-Almquist 1998).

Spermatophyta

Für *Zostera marina* muss eine Abnahme der Besiedlungsdichte angenommen werden. So entsprechen die Beobachtungen von Magnus (1875) über „*Zostera*-Wiesen“ in der Äußeren Schlei nicht den Beständen von *Z. marina* während der Kartierung 2004. Für die Untertrave muss sogar ein Ausfall von *Zostera marina* angenommen werden: Mitte des 18. Jahrhunderts wurde die Untertrave bis ins untere Litoral durch *Zostera marina* besiedelt (Lenz 1878, zit. n. Goersch 1989). Petersen (1930/31, zit. n. Goersch 1989) und Schermer (1950) geben *Z. marina* Trave-einwärts noch bis in die Schlutuper Wiek an, während die Art bei den Vegetationskartierungen 2004 in der Untertrave nicht gefunden wurde. Nach Untersuchungen durch das Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (1978) führte die hohe Nährstoffkonzentration in der Wassersäule zu einer erhöhten Primärproduktion, und Seegras, welches Ammonium hauptsächlich über die Blattspreiten und nur zu einem geringen Teil über die Wurzeln aufnimmt (Thursby & Harlin 1982) kann mit schnellwachsenden Algen nicht konkurrieren und geht in seiner Bestandsdichte zurück (Bohrer et al. 1995, Short et al. 1995).

Im Gegensatz zur Tiefenverbreitung bzw. Vorkommen von *Zostera marina* lassen sich für die anderen Spermatophyten (*Ruppia cirrhosa* s.l., *Zannichellia*

palustris und *Potamogeton pectinatus*) keine Veränderungen im Vorkommen aufzeigen.

Phaeophyta

In Teilen der Äußeren Schlei und Untertrave ist *Fucus* sp. vermutlich durch die negativen Folgen der Eutrophierung zurückgegangen bzw. verschwunden. Eine mögliche Ursache für das Zurückweichen des Blasentanges aus der Inneren und Äußeren Schlei ist der Faulschlamm, welcher Siedlungsunterlagen wie Steine oder festen Untergrund überbedeckt (Landesamt f. Wasserhaushalt und Küsten 1978). Seit 1970 wird ein Rückgang im Vorkommen von *Fucus vesiculosus* und anderen auf Hartsubstrat siedelnden Arten in mehreren Regionen der Ostsee beobachtet. Dieser Rückgang wurde vermutlich hervorgerufen durch eine Zunahme der Trübung und der damit einher gehenden Verringerung der Tiefenausbreitung der Vegetation sowie durch eine Überdeckung durch filamentöse Algenmatten infolge der Eutrophierung (Kautsky et al. 1986, Rosenberg et al. 1990, Dahlgren & Kautsky 2002).

Während der Vegetationskartierungen 2004 wurden gezielt Weichboden-Standorte untersucht, welche nur einen geringen Hartsubstratanteil aufwiesen. Aus diesem Grund sind Rückschlüsse auf den Ausfall von epilithischen Algen nur begrenzt möglich.

5.3 Biomasseverteilung

Neben der Artenzusammensetzung und den Verbreitungstiefen wird auch die Veränderung der Gesamtbiomasse als Degradationsanzeiger in limnischen Gewässern diskutiert (Stelzer 2003, Schiewer & Gocke 1996). Durch Mertens (2006) wurden auch Biomasseproben in den vier Untersuchungsgewässers entnommen und starke Schwankungen zwischen den Transekten eines Untersuchungsgewässers festgestellt. In der Äußeren Schlei variierte das Gesamtbiomasse- Trockengewicht zwischen 137 g m^{-2} und 1568 g m^{-2} . An den Standorten der Untertrave lag es zwischen 70 g m^{-2} und 3526 g m^{-2} .

Für die untersuchten Standorte liegen keine quantitativen historischen Angaben vor. Daher konnten diese Daten nicht bei den vergleichenden Betrachtungen einbezogen werden.

6 Zusammenfassung

An ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins wurde die Übertragbarkeit des Klassifizierungsmodells ELBO M-V anhand der Komponente „Makroalgen und Angiospermen“ untersucht. Über die beiden Parameter „Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze“ und „Ausfall von Arten“ wurde geprüft, ob eine Zustandsbewertung der Untersuchungsgewässer möglich ist. Mit Hilfe historischer Herbarbelege und Literaturquellen wurde der Referenzzustand für jedes Gewässer rekonstruiert. In Freilanduntersuchungen wurde die aktuelle Vegetation in ihrer Abundanz und Artzusammensetzung erfasst. Anhand des Vergleichs von aktuellen Vegetationsaufnahmen und historischen Funden wurden die Veränderungen der submersen Vegetation in drei Untersuchungsgewässern festgestellt. Danach stellen

Characeen für die Küstengewässer Schleswig-Holsteins sensitive Anzeiger für Eutrophierung dar. Die Untertrave, Äußere Schlei und Geltinger Bucht bieten aufgrund der fortgeschrittenen Eutrophierung bzw. der damit verbundenen Zunahme der Wassertrübung und Verschlechterung der Bodenbeschaffenheit nur noch wenige bzw. keine geeigneten Siedlungsräume für Characeen. Ein Rückgang der Verbreitungsgrenzen ist in den sehr flachen Gewässern nur teilweise diskutierbar, aber für *Fucus* sp. aufzeigbar. Die erhobenen Daten wurden genutzt um in Analogie zu Mecklenburg-Vorpommern ein Bewertungsverfahren für die Küstengewässer Schleswig-Holsteins zu erstellen und einen einheitlichen Ansatz für alle inneren Küstengewässer zu erarbeiten (Selig et al. 2007).

Literatur:

- Blindow I, Garniel A, Munsterhjlm R & Nielsen R (2004) Chapter 6, Conservation and threats – Proposal of a Red Data Book for charophytes in the Baltic Sea. In: Schubert H, Blindow I (2004) Charophytes of the Baltic Sea. Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Koeltz Scientific, Königstein.
- Blümel C, Domin A, Krause JC, Schubert M, Schiewer U & Schubert H (2002) Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Küstengewässer der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-112.
- Bock GM, Thiermann F, Rumohr H & Karez R (2004) Ausmaß der Steinfischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. In: Jahresbericht Landesamt f. Natur und Umwelt S-H (2003), Flintbek, pp 111-116
- Bohrer T, Wright A, Hauxwell J & Valiela I (1995) Effect of epiphyte biomass on growth rate of *Zostera marina* in estuaries subject to different nutrient loading. The Biological Bulletin 189: 260 p
- Braun-Blanquet J (1964) Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Springer, Wien. 631 p
- Dahlgren S & Kautsky L (2002) Distribution and recent changes in benthic macrovegetation in the Baltic Sea basins – A literature review. Dept. of Botany, University of Stockholm, 36 p
- Fürhaupter K & Meyer T (2005) Praxistest des Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Bericht an das Landesamt für Natur und Umwelt SH, 32 p
- Goersch R (1989) Die Veränderungen im Zoo- und Phytobenthos der Untertrave –Vergleich 1988 mit früheren Erhebungen. Unveröffentlichte Diplomarbeit CAU Kiel, 90 p & Anhang
- Grosch UA (1972) Die Abwasserbelastung der Untertrave in den Jahren 1968, 1969 und der Einfluss der Abwässer auf das Makrobenthos des Ästuars. Dissertation CAU Kiel.
- Hoffmann C (1937) Die Pflanzenwelt. In: Neubaur, R & Jaeckel, S (Eds.): Die Schlei & ihre Fischereiwirtschaft, Teil III. Schr. Nat.Ver. f. Schleswig-Holstein 22: 230-248.
- Idestam-Almquist J (1998) Temporal and spatial variation of submersed aquatic plants in the Baltic Sea. Doctoral dissertation. Department of Botany, Stockholm University.
- Jegzentsis K (2005) Vegetationsstruktur von Seegrasbeständen (*Zostera marina* L.) entlang der deutschen Ostseeküste. Fachbereich Biologie. EMAU Greifswald.
- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U & Waern M (1986) Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1-8.
- Krech M (2003) Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheit der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-WRRL. Dissertation Universität Rostock, 173 p
- Lakowitz K (1929) Die Algenfora der gesamten Ostsee. Westpr. Bot.-Zool. Ver. Danzig.
- Lampert W & Sommer U (1999) Limnoökologie. Thieme. Stuttgart. 489
- Landesamt f Wasserhaushalt und Küsten (1978) Die Schlei. Bericht über die Untersuchung des Zustandes und der Benutzung von August 1974 bis Dezember 1977. Band 1. Durchführung und Auswertung. Kiel, 271 p
- Landesamt f Natur und Umwelt S-H (2001) Ergebnisse langjähriger Wasseruntersuchungen in der Schlei: eine Informations- und Planungsgrundlage Kiel, 18 p

- Landesamt f Natur und Umwelt S-H (2003) Flachwasser-Monitoring: Monitoring der Lebensgemeinschaften im flachen Sublitoral der Ostseeküste Schleswig- Holstein, Bearbeiter MARILIM, Kiel.
- Laursen MB (1982) In: Sønderjyllands Amtskommune (1983) Vegetationsuntersuchungen Flensburger Förde 1982. Tønder.
- Lüning K (1985) Meeresbotanik: Verbreitung, Ökophysiologie und Nutzung der marinen Makroalgen. Georg Thieme Verlag Stuttgart/New York.
- Lüning K (1990) Seaweeds: their environment, biogeography and ecophysiology. Wiley. New York.
- Magnus P (1875) Bericht über die botanischen Untersuchungen der Schlei vom 7-10.06.1874 – Verh. Bot. Ver. d. Prov. Brandenburg 17: 1-8.
- MARILIM (1996-2003) In: Landesamt f Natur und Umwelt S-H (2003) Flachwasser-Monitoring: Monitoring der Lebensgemeinschaften im flachen Sublitoral der Ostseeküste Schleswig-Holstein, Bearbeiter MARILIM, Kiel.
- Mertens M (2006) Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Fachbereich Landschaftsökologie und Naturschutz. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Rieling T, Schubert M & Schubert H (2004) Entwicklung eines Monitoringschemas für die Außenbereiche der deutschen Ostseeküste – Makrophytobenthos (MAKOMA-Projekt). Forschungsbericht der Universität Rostock im Auftrag des LANU & LUNG. 35 p
- Rosenberg R, Elmren R, Flescher S, Jonsson P & Dahlin H (1990) Marine eutrophication, Case Studies in Sweden. Ambio 19 (3): 102-108.
- Schermer E (1950) Hydrobiologische Untersuchungen im Travegebiet-Teil I. Forsch. Geogr. Lübeck, Heft 42.
- Schiewer U & Gocke K (1996) Ökologie der Bodden und Förden. pp 216-221. In: Rheinheimer G (Eds.): Meereskunde der Ostsee, 2. Auflage, Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- Schlungbaum G, Baudler H, Krech M & Kwiatkowski B (2000) Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 209p
- Schubert H, Blümel C, Eggert A, Rieling T, Schubert M & Selig U (2003) Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 p
- Selig U, Schories D, Schubert M, Blümel C & Schubert H (2007) Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. Ecological Indicator 7: 665-678..
- Short FT, Burdick DM & Kaldy III JE (1995) Mesocosm experiments quantify the effect of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. Limnology and Oceanography 40: 740-749.
- Sonder C (1890) Die Characeen der Provinz Schleswig-Holstein und Lauenburg nebst eingeschlossenen fremden Gebietsteilen. Dissertation. Universität Rostock. Kiel.
- Stelzer D (2003) Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung - Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dissertation. TU Berlin.
- Thursby GB & Harlin MM (1982) Leaf root interaction in the uptake of ammonia by *Zostera marina*. Marine biology 72: 109-112.

Autoren:

Mareike Mertens
Anklamerstraße 25 A
17489 Greifswald

Uwe Selig
Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften, Ökologie
Albert-Einstein-Strasse 3
18051 Rostock

email: mareike-80@gmx.de

email: uwe.selig@uni-rostock.de

Melanie MEWES

Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Gewässerschutzmaßnahmen zur diffusen Nährstoffreduktion – deutsches Ostseeinzugsgebiet

Cost-effectiveness-analysis of water protection measures according to diffuse nutrient reduction – German Baltic Sea catchment area

Abstract

For the protection of the Baltic Sea the reduction of nutrient emissions by diffuse sources is a key factor. In this paper an extended summary of a doctoral thesis is presented dealing with cost-effective solutions for diffuse nutrient load reductions to the German part of the Baltic Sea by minimal social costs. The calculation of these costs is of great importance for policy-makers willing to achieve an obliged reduction goal at minimal costs. Therefore, after determining the load case (nutrient surplus, nutrient emissions and immissions) the reduction potential of the investigated area is found out by linking land use and soil types. A cost-effectiveness-analysis of considered abatement measure is carried out for different reduction objectives. Concluding, policy recommendations can be derived by the results of this study delivering a first insight and basic information for the strategic orientation of the water protection policy. For example the results show a great influence of the measure “advisory service” and its rate of implementation, so the cooperation between land- and water management has to be strengthened. The approach of this study is also of significance for the implementation of the European Water Framework Directive.

Keywords: Baltic Sea, Mecklenburg-West-Pomerania, Schleswig-Holstein, cost-effectiveness, diffuse nutrient inputs

1 Einleitung

In die Ostsee werden trotz großer Reduktionsanstrengungen noch hohe Nährstoffmengen an Stickstoff und Phosphor eingetragen, die z. B. zu Algenblüten und Sauerstoffzehrung führen. Da vor allem im Bereich der punktuellen Quellen Reduktionserfolge erzielt wurden, haben in den letzten Jahren Nährstoffausträge aus

diffusen Quellen der Landnutzung in die Ostsee an Bedeutung gewonnen. Maßnahmen zur Reduktion dieser Einträge umfassen Änderungen innerhalb der Flächennutzung oder machen eine Umwandlung der bestehenden Nutzung erforderlich. Reduktionsmaßnahmen rufen dabei Kosten z. B. durch Ertragsrückgänge und/oder einen höheren Aufwand bei der Bewirtschaftung hervor. Diese Thematik wurde im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bearbeitet (vgl. Mewes 2006a,b, 2002). Ziel der Arbeit war es, Landnutzungs-szenarien mit minimalen volkswirtschaftlichen Kosten für feststehende Nährstoff-reduktionsziele zu entwickeln. Den agrar- und umweltpolitischen Entscheidungs-trägern wird so ein Flächennutzungs-Mix empfohlen, welcher wesentliche Verbesserungen gegenüber dem Status Quo hinsichtlich des Ostseeschutzes beinhaltet.

Im Folgenden wird eine erweiterte Zusammenfassung der gesamten Promotionsarbeit präsentiert. Nach einer kurzen Darstellung der einzelnen Vorgehensschritte (Status Quo mit Nährstoffbilanzen, Emissionen und Immissionen, Reduktionspotenzial, Kosten-Wirksamkeits-Berechnungen) wird auf die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse und daraus abzuleitender Empfehlungen eingegangen.

2 Vorgehensweise

Die Studie basiert auf verfügbaren Nährstoffemissionsdaten für sechs diffuse Eintragungspfade für das deutsche Ostsee-einzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein (eingeteilt in 19 Flussgebiete), auf digitalen Landnutzungs- und Bodendaten für das Untersuchungsgebiet (Bodenübersichtskarte 1:1.000.000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und für Mecklenburg-Vorpommern zudem die „Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung“ 1:100.000, Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern) und zusätzlich auf Literaturlauswertungen. Für die Kostenberechnungen werden standardisierte Kalkulationstabellen für die Landwirtschaft zugrunde gelegt (vgl. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2003, Lfa-MV 2003). Fünf der betrachteten Flussgebiete liegen mit einem Anteil von 23 % in Schleswig-Holstein, die übrigen mit einem Anteil von 77 % in Mecklenburg-Vorpommern (die Flussgebiete Uecker und Randow entfallen zu einem kleinen Teil auch auf Brandenburg) (Abb. 1).

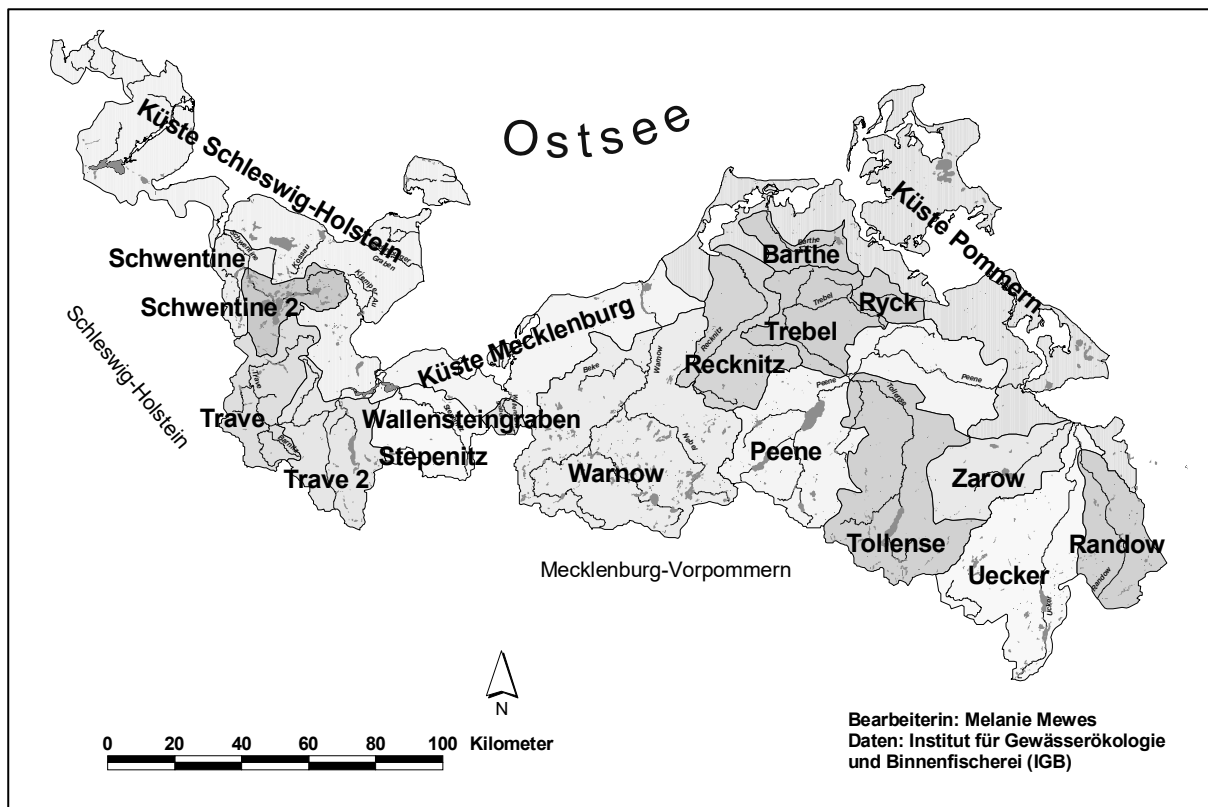


Abb. 1 Untersuchungsgebiet: Ostsee-einzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein aufgeteilt in 19 Flussgebiete

Abbildung 2 veranschaulicht in verkürzter Form die Vorgehensweise der Arbeit (ausführlich vgl. Mewes 2006). Ausgangspunkt ist die Bestandsaufnahme der Nährstoffbelastung mit der Abfolge Nährstoffüberschüsse auf der Fläche, der Austrag von Nährstoffen von der Fläche in die Fließgewässer und unter Berücksichtigung von Retentionsprozessen anschließend der Eintrag von Nährstoffen in das Meer. Hieran schließt sich die Definition eines bzw. mehrerer alternativer gewünschter Reduktionsziele für den Nährstoffeintrag in die Ostsee an. Nach einer Umrechnung der Emissionen auf Landnutzungsformen sind Reduktionspotenziale des Untersuchungsgebietes zu ermitteln. Zur Erreichung eines Reduktionszieles werden Reduktionsmaßnahmen und deren Wirksamkeit, d. h. die reduzierbare Nährstoffmenge, festgelegt. Nach der Berechnung der Kosten der Maßnahmen in den einzelnen Flussgebieten werden über einen Vergleich der Kosten-Wirksamkeiten der Maßnahmen die Flussgebiet-Maßnahmenkombinationen ermittelt, mit denen das Reduktionsziel zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht wird.

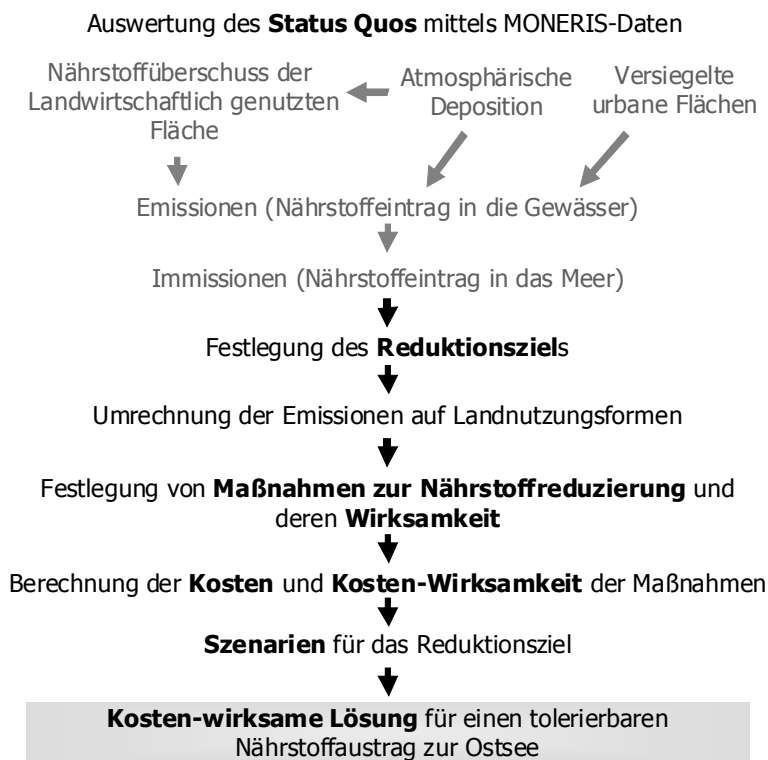


Abb. 2 Vorgehensweise

2.1 Emissionen, Immissionen und Reduktionsziel

Die Emissionsdaten wurden vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin zur Verfügung gestellt und dort mit dem Modell MONERIS (vgl. BEHRENDT et al. 1999, 2002) gemittelt für die Jahre 1998-2000 berechnet. Erfasst sind die diffusen Pfade Grundwasser, Dränung, Erosion, Oberflächenabfluss, Urbaner Eintrag und atmosphärische Deposition. Aus dem Untersuchungsgebiet (23.285 km²) werden nach dem Modell insgesamt 26.175 t N/a und 925 t P/a aus diffusen Quellen in die Fließgewässer emittiert. Haupteintragspfade sind Dränung (44 %) und Grundwasser (42 %) für Stickstoff und Erosion (41 %) und Grundwasser (27 %) für Phosphor. Deshalb müssen sich Reduktionsmaßnahmen auf die Einträge aus Dränung, Grundwasser und Erosion konzentrieren. Mit Hilfe von Retentionsfaktoren nach MONERIS werden aus den Emissionswerten die Immissionen errechnet, die sich auf diffuse Quellen zurückführen lassen. Von diesen Immissionen ausgehend werden die folgenden zwei Reduktionsziele formuliert: eine 25%ige Reduktion (entspricht 3.480 t Stickstoff und 102 t Phosphor) und eine 50%ige Reduktion (entspricht 6.960 t Stickstoff und 204 t Phosphor) der diffusen Nährstoffeinträge in die Ostsee.

2.2 Nährstoffausträge unter verschiedenen Landnutzungen und Reduktionspotenzial

Da das Modell MONERIS Emissionen nicht nach Landnutzung differenziert, musste eine Umrechnung der Emissionen auf Landnutzungsformen selbst vorgenommen werden. Hierfür wurden über eine Literaturstudie Verhältnisse von Stoffausträgen der Nutzungen Wald zu Grünland zu Acker abgeleitet. Um das Reduktionspotenzial im Gebiet zu bestimmen, wurden digitale Daten zur Landnutzung und zum Boden (Bodenübersichtskarte 1.000 und Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung) herangezogen. Mit der Verknüpfung von Landnutzungs- und Bodendaten lassen sich Flächen mit hohem Reduktionspotenzial ausweisen, auf denen vorrangig Reduktionsmaßnahmen durchgeführt werden sollten. Zum Beispiel befinden sich ca. 20 % des Ackerlandes auf Sandboden mit hoher Stoffaustragsgefährdung.

2.3 Nährstoffreduktionsmaßnahmen: Wirksamkeit, Kosten und Kosten-Wirksamkeit

Ebenfalls mit Hilfe einer Literaturstudie wurden Maßnahmen und deren Wirksamkeit zur Nährstoffreduktion aufgestellt. Folgende Reduktionsmaßnahmen werden im Weiteren untersucht:

1. Beratung für eine gewässerschonende Landnutzung,
2. Maßnahmen innerhalb der Tierhaltung,
3. Umwandlungen der Ackernutzung auf Sandboden in
 - a) extensive Ackernutzung,
 - b) extensives Grünland,
 - c) Aufforstung mit und ohne anschließende Nutzung und
 - d) Dauerstilllegung,
4. (Wieder-)Einrichtung von Feuchtgebieten auf Moorboden und
5. Gewässerrandstreifen.

Für den Vergleich der Reduktionsmaßnahmen wird eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse durchgeführt. Dazu werden die Wirksamkeiten und Kosten der einzelnen Maßnahmen berechnet.

Die Maßnahme Beratung umfasst vor allem den Bereich Pflanzenbau mit zahlreichen standortspezifischen Einzelmaßnahmen. Die Wirksamkeit der Beratung hängt von dem einzelwirtschaftlich rentablen Reduktionspotenzial ab sowie der Realisierung dieses Potenzials (vgl. Böhm et al. 1999). Die unterschiedliche Ausstattung der Betriebe führt zu betriebsindividuellen Lösungen, die über allgemeine und pauschale Berechnungen nur grob abgebildet werden können. Außerdem kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Landwirte nach der Beratung die Maßnahmen vollständig umsetzen. Deshalb wird für die Beratung vergleichend angenommen, dass die Vorschläge zu 50 % und zu 100 % umgesetzt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass die aufgrund der Beratung

durchgeführten betriebsindividuellen Änderungen für den Landwirt kostenneutral erfolgen, d. h. dass sich für den Landwirt Einsparungen (z. B. Dünger) und Umstellungsaufwendungen ausgleichen. Für das zugrunde gelegte Reduktionspotenzial der Maßnahme Beratung fallen somit nur Beraterkosten für die Reduktion von N und P an. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf und ist in Zukunft zu prüfen, inwieweit – je nach Standortbedingungen – ggf. doch Kosten auftreten, die berücksichtigt werden müssen. Kosten entstehen auch dann, wenn über das kostenneutrale Beratungspotenzial hinaus Nährstoffe reduziert werden sollen. Dies sollte Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein. Maßnahmen innerhalb der Tierhaltung fließen wegen der schwierigen Datengrundlage und des nicht eindeutigen Anteils der NH_3 -Emissionen an dem Austragspfad „atmosphärische Deposition“ nicht in die Kosten-Wirksamkeitsanalyse mit ein. Die Tierhaltung wird nur über die Maßnahme Beratung mit in die Szenarien einbezogen, d. h. über die Beratung wird die Verteilung und Anrechnung des organischen Düngers auf der Fläche mit erfasst.

Am Beispiel der Maßnahme 3c) „Umwandlungen der Ackernutzung auf Sandboden in Aufforstung ohne anschließende Nutzung“ wird die Berechnung der Wirksamkeit und Kosten demonstriert: Wird Acker in Wald umgewandelt, ist langfristig (nach einer Aushagerung der Flächen) mit einer Verminderung des Stickstoffaustrags um ca. 95 % zu rechnen, wenn die Einträge über die atmosphärische Deposition zurückgehen und der Wald nicht genutzt wird. Für Phosphor wird von einer Reduktion des Austrags über Grundwasser und Dränung von 99 % ausgegangen. Wird die Maßnahme „Umwandlung in Wald“ für eine Nährstoffreduzierung herangezogen, muss im Einzelfall überprüft werden, ob dies auch im Hinblick auf die Grundwasserneubildung sinnvoll erscheint. Für die Kostenberechnung müssen neben den Kosten für die Aufforstung (Kulturkosten) die Opportunitätskosten der Ackernutzung auf Sandboden berücksichtigt werden. Diese werden in dieser Arbeit über die Verfahrensleistung der Produktionsverfahren ohne die Einrechnung von Prämien berechnet.

Mithilfe der Kosten und Wirksamkeiten der Maßnahmen lassen sich anschließend die jeweiligen Kosten-Wirksamkeiten (= Kosten der Maßnahmen bezogen auf eine reduzierte Nährstoffeinheit) angeben. Diese bilden die Grundlage für die Szenarienbildung. Minimum- und Maximumangaben berücksichtigen die Unsicherheiten in Bezug auf die Daten. Um die festgelegten Reduktionsziele zu erreichen, werden sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor Ranglisten – sortiert nach der Kosten-Wirksamkeit – mit den jeweiligen Flussgebiet-Maßnahmenkombinationen aufgestellt (vgl. Tab. 1). Dafür wird ein „worst case“ Szenario unterstellt, d. h. es werden maximale Kosten-Wirksamkeiten und minimale Wirksamkeiten verglichen.

Tab. 1 Verkürzte Flussgebiets-Maßnahmentabelle für das 25 %-Reduktionsziel für Stickstoff bei 50 %-Umsetzung der Beratung

Flussgebiete	Maßnahme*	Fläche [km ²]	Kosten- Wirksamkeit [€/kg N _{red}]	Gesamt- wirksamkeit [t N/a]	Gesamtkosten [€/a]
Trave	BeLe50	479	2,0	145	287.395
Schwentine	BeLe50	117	2,2	+ 32	70.113
Küste Schleswig-H.	BeLe50	2.099	2,5	+ 494	1.259.276
Stepenitz	BeLe50	534	2,8	... 116	320.356
Trave	DaSa	114	2,9	151	444.947
Barthe	BeLe50	165	3,2	31	99.154
Schwentine	DaSa	9	3,4	10	34.329
Wallensteingraben	BeLe50	84	3,5	14	50.281
Zarow	FeMo	59	62,0	6	349.520
Küste Schleswig-H.	GULe	21	68,1	10	693.238
Randow	FeMo	63	85,0	4	371.058
Gesamt		17.140		3.481	34.186.774

* BeLe50 = Beratung auf Lehmboden 50 %-Umsetzung, DaSa = Dauerstilllegung auf Sandboden, GULe = Grünland-Uferrandstreifen auf Lehmboden, FeMo = Feuchtgebiete auf Moorboden

Tabelle 1 gibt eine verkürzte Flussgebiets-Maßnahmentabelle wieder. Die Flussgebiet-Maßnahmenkombinationen sind nach Kosten-Wirksamkeit und Wirksamkeit sortiert. Die Gesamtwirksamkeit wird solange aufsummiert, bis das Reduktionsziel erreicht ist. Alle aufsummierten Maßnahmen müssten in den entsprechenden Flussgebieten umgesetzt werden, um das festgelegte Reduktionsziel kostengünstig zu erreichen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Um gleichzeitig 25 % der Stickstoff- und Phosphorimmissionen in die Ostsee zu reduzieren, werden bei einer 50 %igen Umsetzung der Beratung $34 \cdot 10^6$ €/a bzw. 20 €/(ha·a) bezogen auf die betrachtete Ackerfläche (17.140 km²) veranschlagt. Die wichtigsten Maßnahmen sind eine Beratung der Landwirte für Lehmboden und teilweise die Anlage von Grünland-Uferrandstreifen, die Dauerstilllegung der Flächen auf Sandboden und die Errichtung von Feuchtgebieten auf Niedermoorboden. Wird eine 100 %ige Umsetzung der Beratung vorausgesetzt, sinken die Kosten auf ca. $12,3 \cdot 10^6$ €/a bzw. 8 €/(ha·a) mit einer flächendeckenden Beratung für Sand- und Lehmboden und mit Feuchtgebieten auf einem geringen Flächenanteil. Abbildung 3 veranschaulicht die Gesamtkosten des 25 %-Reduktionsziels für Stickstoff.

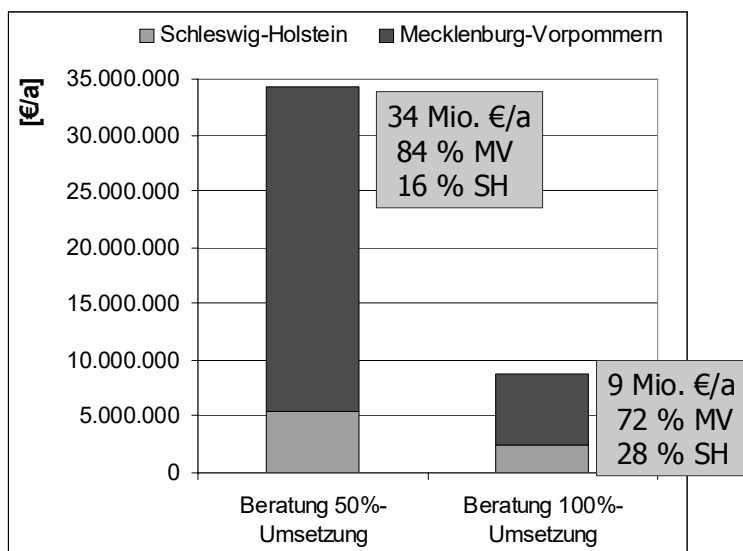


Abb. 3 Gesamtkosten des 25%-Reduktionsziels für Stickstoff [€/a]

Eine vollständig umgesetzte Beratung führt gegenüber einer 50 %-Umsetzung zu einer Kosteneinsparung von 25 Millionen €/a (=74 %). Gleichzeitig sinken die Kosten für Mecklenburg-Vorpommern (bzw. erhöhen sich die Kosten für Schleswig-Holstein) um 12 %. Hieran wird der große Einfluss der Beratung auf die Kosten sichtbar. Ist das Reduktionspotenzial über die Beratung abgeschöpft, kommt es zu einem Sprung in den Kosten, die sich deutlich erhöhen. Bei gleichzeitiger Reduktion von Stickstoff und Phosphor kommt es nur zu geringfügigen Kostensteigerungen gegenüber der Reduktion nur eines Nährstoffs, da die betrachteten Maßnahmen sowohl auf Stickstoff als auch auf Phosphor wirken.

Eine Reduktion von 50 % der Immissionen ist mit den vorgeschlagenen Maßnahmen nicht möglich. Bei der maximalen Wirksamkeit der Maßnahmenkombinationen können mit Kosten in Höhe von $103 \cdot 10^6$ €/a bzw. 60 €/ha·a 35 % der Stickstoff- und 27 % der Phosphorimmissionen bei einer Beratung mit 50 %-Umsetzung (47 % Stickstoff bzw. 36 % Phosphor bei vollständiger Umsetzung) reduziert werden. Hierzu ist auf Lehmböden neben einer Beratung der Landwirte die Anlage von Grünland-Uferrandstreifen notwendig. Auf den Flächen mit Sandböden ist eine Aufforstung ohne anschließende Nutzung durchzuführen und die Niedermoorstandorte sind als Feuchtgebiete zu entwickeln.

Die Ergebnisse der Szenarien lassen sich in vielerlei Hinsicht diskutieren und einordnen. Zum Beispiel wirken sich irrtümliche Annahmen in Bezug auf die Maßnahme Beratung deutlich auf das Endergebnis aus. Gleichzeitig zeigt sich das große Reduktionspotenzial dieser Maßnahme, wenn die Annahmen zu der Beratung stimmen. Die Ergebnisse der Szenarien vermitteln einen wichtigen Anhaltspunkt für die Gesamtausrichtung von Maßnahmen zur Reduktion der Gewässerbelastung. Sollen andere Belange wie z. B. Artenschutz einbezogen werden, sind Nebenbedingungen bei der Berechnung der Szenarien einzuführen.

Zusammenfassend ist bei der Aufstellung von Landnutzungsszenarien zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen zu beachten, dass Generalisierungen notwendig sind, um Aussagen für ein großes Einzugsgebiet zu erarbeiten. Da die

Berechnungen auf Durchschnittswerten beruhen und nur das Ziel der Nährstoffreduktion berücksichtigen, sind die Ergebnisse als Orientierungswerte und erste Größenordnungen anzusehen, die eine wichtige Informationsgrundlage für die strategische Ausrichtung der Gewässerschutzpolitik liefern sollen. Bedeutung gewinnen derartige Landnutzungskonzepte auch im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Aufstellung der Maßnahmenprogramme).

Literatur:

- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf WD, Scholz G & Wendland F (2002) Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Abschlußbericht zum UBA-Projekt 29922285, 195 S, Berlin.
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch, M, Opitz, D, Schmoll, O, Scholz, G. & Uebe, R. (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515, Umweltbundesamt Texte 75/99, Berlin.
- Böhm E, Hillenbrand T, Walz R, Borchardt D & Henke S (1999) Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. Texte 25/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- LFA-MV (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern) (Hrsg.) (2003) Agrarprofi M-V – Ratgeber für die Landwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern – Pflanzenproduktion. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, AgriMedia.
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2003) Kalkulationsdaten. Kiel.
- Mewes M (2006a) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung. Diss. Uni Greifswald, Shaker-Verlag, Aachen. 352 S.
- Mewes M (2006b) Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostseeinzugsgebiet von Deutschland, Rostocker Meeresbiologische Beiträge 15, S. 75-86, Rostock.
- Mewes M (2002) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung – Vorstellung des Forschungsvorhabens. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11, S. 79-88, Rostock.

Autorin:

Melanie Mewes
Department Ökonomie, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

email: melanie.mewes@ufz.de

Karsten REISE & Christian BUSCHBAUM

Mehr Sand statt Stein für die Ufer der Nordseeküste

More sand than stone for the shores of the North Sea coast

Abstract

Rising sea level at sedimentary shores entails a hunger for sand to lift near-shore bottoms accordingly. To meet this demand, waves tend to take sand from the shoreline. However, the resulting shoreline retreat is rarely tolerated at populated coasts. To stop shoreline erosion, hard defence structures frequently are deployed at the North Sea coast. These hard defences divert the hunger for sand to those shores not yet defended. This produces a long-shore domino effect, replacing a sequence of zoned sedimentary habitats rich in biodiversity. Submerged hard defences may serve as gateways for alien species invasions. The consequences are habitat loss and ecosystem transformation.

Where recreational sandy beaches are subject to erosion, artificial sand replenishments are often used to compensate for losses. Although this enhances the level of disturbance, organisms dwelling in beaches are adapted to cope with such dynamics. Sand nourishments may also help to avoid the negative effects hard structures have on the sedimentary shore environment. As an alternative to the sprawl of hard coastal defences we here suggest to flush sand through pipelines from offshore sandy bottoms towards the Wadden Sea. In contrast to sand replenishments confined to exposed beaches, the intervals between successive renewals at sheltered shorelines would extend over several decades. This could allow near-shore zones to adapt their morphology to the rising level of the sea, and characteristic biota to colonize the offered substrate. Shores already armed by hard defences could be supplied with sand deposits in the form of spits and bars to initiate a diverse transition zone between land and sea.

These sand deposits may serve to mitigate wave forces, may help to regain former habitat diversity, and with their dynamics constitute an attractive feature of the coast-scape. Sand nourishments at the inner shore of the North Sea coast would not only restore lost habitats but also could proactively prevent further habitat degradation by adapting the coastal slope to the rising level of the sea.

Keywords: alien species, coastal defence, habitat restoration, sand nourishment, sea level rise, Wadden Sea

1 Einleitung

Trotz umfangreicher Eindeichungen seit dem Mittelalter ist das Wattenmeer an der Nordseeküste eine Naturlandschaft von globaler Bedeutung geblieben. Sie zeichnet sich aus durch (1) die weltweit größten zusammenhängenden Sedimentflächen im Gezeitenbereich, (2) ein vielfältiges Biotopmosaik aus permanent, periodisch oder nur episodisch mit Meer-, Brack- oder Süßwasser bedeckten Bereichen bis hin zu Trockenhabitaten in den Küstendünen, (3) hohe biogene Filterwirkung auf die vom Land und von der See her durchfließenden Wassermassen und (4) eine Schlüsselrolle für wandernde Fisch- und Vogelarten im gesamten nordostatlantischen bzw. nordwesteurasischen Raum. Am Erhalt dieser ökologischen Kerneigenschaften sollte sich ein Küstenmanagement orientieren. Dieser Beitrag befasst sich mit den anthropogen umgeformten Ufern im Wattenmeer. Wie und warum wurden sie verändert, was für eine Zukunft haben sie angesichts eines schneller steigenden Meeresspiegels und wie könnten Küsten- und Naturschutz einander so ergänzen, dass künftige Ufer den Anforderungen beider Seiten gerecht werden? Die hier vorgetragene Argumentation kondensiert und erweitert eine frühere Fassung (Reise 2003), basiert auf einer quantitativen Betrachtung der historischen Entwicklung im Wattenmeer (Reise 2005) und geht konform mit dem Erhalt essentieller ökologischer Funktionen der Nordseeküste.

2 Historische Entwicklung

An der Nordseeküste lebten die Menschen einst auf Wohnhügeln in einer amphibischen Marschlandschaft (Bantelmann 1966, Behre 2003). Sturmfluten düngten und erhöhten gleichzeitig mit ihren Schlickfrachten die umliegenden, extensiv genutzten Wiesen. Erst die Eindeichung der Marschen beendete die natürliche Anpassung an den steigenden Meeresspiegel. Schon im Mittelalter wurde die gesamte Marsch von den Niederlanden bis nach Dänemark von Deichen umsäumt (Wolff 1992, Behre 2002, Reise 2005).

Neuem Landbedarf wurde mit Landgewinnungsarbeiten vor den Deichen entsprochen. Außerdem sollen Vorländer die Deiche vor direktem Wellenangriff bei Sturmfluten schützen. Dafür wurde das ufernahe Watt mit einem Netzwerk von Buschlahnungen überzogen (Abb. 1, Reise 2005). Die halbdurchlässigen Lahnungen bestehen aus doppelten Pfahlreihen, zwischen die Buschwerk geflochten wird. Sie dämpfen die Wellenenergie und erhöhen die Sedimentation. Zusätzlich wurden zwischen den Lahnungen noch Grabenlabyrinth ausgehoben, um die Sedimentation weiter zu steigern. Der Erfolg hängt weitgehend von natürlicher Sedimentzufuhr ab, die zwischen einzelnen Küstenabschnitten sehr unterschiedlich ausfallen kann. Bei Sedimentmangel tritt Ufererosion auf, die in der Regel mit Deckwerken aus Stein gestoppt wird.

Die Nordseeinseln wurden erst durch Eisenbahn und Dampfschiffe zu erreichbaren Ferienzelen. Nicht zuletzt um die neuen Kureinrichtungen vor dem bewegten Meer zu sichern, begann nach 1850 auch dort der Bau von Deichen, Ufermauern und Bühnen. So entstand nach und nach ein küstenweites Bollwerk gegen das ansteigende Meer.



Abb.1 Steinpackungen sichern den unteren Hang eines Erddeiches, direkt davor Wattflächen mit Buschlahnungen. Aufnahme bei Tideniedrigwasser. Bei normalem Tidehochwasser ist der dunkle Bereich des Steindeckwerkes überspült. Insel Föhr, Näsborn 2004

3 Wo liegt das Problem?

Die Nordseeküste ist durch Eindeichungen und befestigte Ufer in ein Korsett geraten und kann dadurch auf den Meeresspiegelanstieg nicht mehr ausreichend mit morphologischen Anpassungen reagieren. Der gegenwärtige Anstieg des mittleren Tidehochwassers von 2,5 mm im Jahr könnte sich bis 2100 verdoppeln (CPSL 2001). Allein die bisherige anthropogene Erwärmung der Atmosphäre um 0,8°C wird aber schon einen globalen Meeresspiegelanstieg um bis zu einem Meter nach sich ziehen, allerdings erst bis Ende dieses Jahrhunderts, weil die Wärmeausdehnung der Ozeane ein sehr langsamer Vorgang ist. Doch es geht weiter. Bei der sehr wahrscheinlich gewordenen Verdopplung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre entsprechend einer Erwärmung um 3°C ist bis 2300 mit einer Wärmeausdehnung der oberen Meeresschicht um 0,4-0,9 m, durch Abschmelzen von Gebirgsgletschern um 0,2-0,4 m, durch bröckelndes Grönlandeis um 0,9-1,8 m und der Westantarktis um 1-2 m zu rechnen, zusammen 2,5-5,1 m (WBGU 2006). Bei solch einem Anstieg würden Watten permanent unter Wasser geraten, verbliebene Salzwiesen vom Rand her abgetragen und Sandinseln verstärkt landwärts verlagert (CPSL 2005).

Während der Küstenschutz auf den Meeresspiegelanstieg mit höheren Deichen und verstärktem Uferschutz reagiert, bleibt der Naturschutz in den Nationalparks des Wattenmeeres beim Konzept des Nichteingreifens („Natur Natur sein lassen“). Dieser Unterschied führt langfristig bei künstlich festgelegten Ufern und bei weiterhin steigendem Meeresspiegel zum Verlust der Salzwiesen und Watten. Zu suchen ist

daher ein gemeinsames Schutzprogramm, das die Sicherheitsinteressen der Küstenbewohner mit Möglichkeiten der Entfaltung natürlicher Küstenprozesse verbindet.

4 Versteinerte Ufer

Ursache für Biotopverluste im Uferbereich sind die Eindeichungen und damit das Fehlen der früher ausgedehnten episodischen Überflutungsräume. Das erhöht bei Sturmfluten die hydrodynamische Energie vor den Deichen und wirbelt Sedimente auf (Flemming 2002). Zum anderen löst der Anstieg des Meeresspiegels einen Sandhunger im Uferbereich aus (Louters & Gerritsen 1994, French 2001). Der Abstand zwischen Wasseroberfläche und Meeresboden tendiert dazu konstant zu bleiben, um weiterhin die Wellenergie flach auslaufen zu lassen. Das Meer holt sich den dafür nötigen Sand in der Regel vom Ufer (French 2001, Nordstrom 2000). Dieser natürliche Anpassungsprozess der Küstenmorphologie an den steigenden Meeresspiegel geriet mit dem Landanspruch der am Ufer siedelnden Menschen in Konflikt.

Sind die Ufer zur Abwehr des Landverlustes mit Steinwällen gesichert worden, kann dort der Sandbedarf nicht mehr gestillt werden (Reise & Lackschewitz 2003). Die Erosion greift nun verstärkt da an, wo die Sicherungswerke enden und in ungesicherte Uferabschnitte übergehen. Durch weitere Sedimentverlagerungen nimmt das Gefälle meist auch vor den harten Ufern zu. Die Folge sind länger und mächtiger gebaute Steinufer. Das hat dazu geführt, dass alle Halligufere, viele Wattseiten der Inseln sowie neue Deiche am Festland mit Deckwerken aus Stein gesichert wurden (Abb. 1).

Die Landgewinnungsarbeiten mit Buschlahnungen und Drainagegräben schufen gegenüber einer natürlichen Salzwiesensukzession zwar stark abweichende Habitatstrukturen, aber die charakteristischen Pflanzenarten blieben. Die künstlichen Hartufer (Deiche mit Deckwerken, Steinwälle und Ufermauern) setzen dagegen eine abrupte Grenze zum Watt, wo sich vorher eine sedimentäre Biotopsequenz am flachen Übergang zwischen Land und Meer entfalten konnte. Sie stellen eine Verfälschung der regionalspezifischen Sedimentufer dar und führen eine der Wattenmeerküste fremde Biotopform ein. Wie die Eindeichungen haben sich auch die künstlichen Hartufer immer weiter ausgebreitet (Reise 2005).

Die Bereiche künstlicher Steinufer unter der Hochwasserlinie werden von Algen und Invertebraten besiedelt, deren natürliches Vorkommen im Wattenmeer vornehmlich auf Muschelschill und in Muschelbänken zu finden ist (Buschbaum & Saier 2003). Darüber hinaus findet sich hier aber auch eine große Anzahl von Arten, die für das Gebiet untypisch sind. Mit dem weltweit zunehmenden transozeanischen Schiffsverkehr und der Intensivierung der Aquakultur werden immer mehr Exoten in die Küstengewässer der Nordsee verschleppt (Reise et al. 1999). Viele der einwandernden Arten sind Organismen, die eine harte Unterlage zur Ansiedlung benötigen und die finden sie in den künstlich verfestigten Uferabschnitten (Abb. 1). Die Besiedlung vieler Steinmolen, Deckwerke und Hafenanlagen ist schon jetzt durch nicht heimische Arten dominiert. Dazu gehören Pazifische Austern, Australische Seepocken sowie verschiedene Manteltiere und Algen aus Übersee. Die künstlichen

Hartsubstrate stellen ein bevorzugtes Eingangstor für die Invasoren dar, denn oft bleibt deren Vorkommen nicht auf diese beschränkt. Von hier aus erobern sie natürliche Lebensräume mit nicht vorhersehbaren ökologischen Effekten (Buschbaum & Gutow 2005, Schrey & Buschbaum 2006).

5 Sandaufspülungen

Auf den Brandungsseiten der Düneninseln wird heute eine weitere Verfelsung der Ufer und ein Bühnenbau weitgehend vermieden. Dort ist man zu künstlichen Sandvorspülungen übergegangen, um die Ufer nachhaltig zu sichern (CPSL 2001). So wird beispielsweise auf der Nordseeinsel Sylt seit 20 Jahren angestrebt, die bei Sturmfluten abgetragene Sandmenge durch Sand aus dem Offshore-Bereich zu kompensieren, um so die Insel auf ihrer Position halten zu können. Bedingt durch die exponierte Lage der Insel sind für rund 40 km Strand im Durchschnitt jährlich eine Million m³ Sand heranzuschaffen. Das kostet derzeit etwa 3,5 Millionen €. Von einer Sandentnahmestelle vor der Küste wird ein Gemisch von Sand und Wasser per Schiff in Strandnähe gebracht und dort über eine Rohrleitung verteilt.

Werden Sandvorspülungen an selber Stelle nicht öfter als alle drei Jahre erforderlich, vermag sich die Strandfauna dem Störungsregime anzupassen (Menn et al. 2003). Weitaus weniger dynamisch als am Brandungsstrand der Inseln stellt sich die Situation an geschützter gelegenen Ufern dar. Auch hier erfolgten Sandaufspülungen, diese aber nur selten und aus unterschiedlichen Anlässen. Künstlich geschaffene Sandbänke, wie beispielsweise auf der Wattseite der Insel Sylt, wurden schnell von einer Pioniervegetation überzogen und zu Rast- und Brutgebieten von Küstenvögeln. Zwar veränderten sie im Lauf der Zeit ihre Form, verloren aber über mehrere Jahrzehnte nur wenig von ihrer Substanz (Reise & Lackschewitz 2003, Hellwig 2006). Ebenso erwiesen sich künstliche Badestrände als sehr beständig (z.B. vor Büsum und Benersiel).

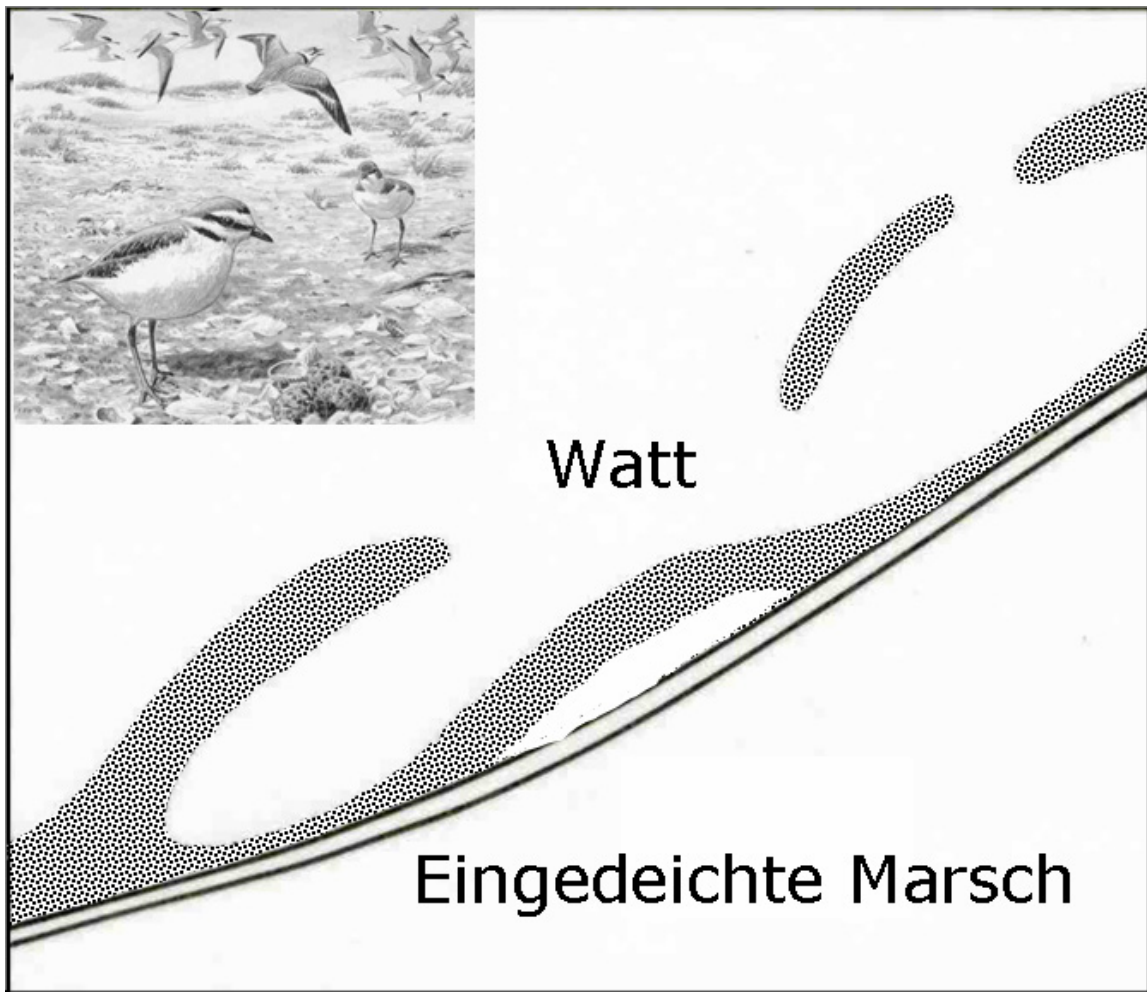


Abb. 2 Skizze von eingedeichteter Marsch mit künstlich angelegten Sandhaken und Sandbänken im Watt vor dem Deich, wo Seeregenvögel und andere Küstenvögel neuen Brutraum finden können. Gleichzeitig dienen die Sanddepots dem Küstenschutz.

Aufgespülter Sand ist daher geeignet, den durch steigenden Meeresspiegel und künstlich fixierter Küstenlinie auftretenden Sandhunger nicht nur zu stillen, sondern gleichzeitig einer Ausräumung von Uferbiotopen entgegen zu wirken (CPSL 2005). Der gesamte Uferbereich wird in seiner Hangneigung dem Anstieg des Meeresspiegels angepasst. Durch parallel dem Ufer vorgelagerte Sandbänke oder tangential angelegte Sandnehrungen (Abb. 2) entstehen außerdem auf deren Leeseiten Sedimentationsräume. Hier kann Schlickbildung einsetzen und Salzwiesensukzession beginnen. Solche künstlich angelegten Sanddepots erlauben eine morphologische und ökologische Anpassung an den Meeresspiegelanstieg und dienen Küsten- und Naturschutz gleichermaßen:

- Sanddepots vor Küstenschutzanlagen können diese vor Unterspülungen bewahren, weil sie die hier vorherrschende negative Sedimentbilanz ausgleichen;
- Sanddepots bewirken ein sanftes, die Wellenenergie verteilendes Gefälle, wo sonst ein steiles, erodierendes Ufer entstehen könnte;
- bei Sturmfluten absorbieren Sanddepots Wellenenergie, die sonst unvermindert auf die Seedeiche trifft;

- von Querwerken aus Stein oft ausgelöste Sedimentverluste treten bei Sanddepots nicht auf;
- deplazierte Sandaufspülungen sind durch die Eigendynamik der Küste schnell wieder verschwunden und verursachen keine Folgekosten. Bei falsch positionierten harten Bauwerken wird dagegen die Beseitigung sehr aufwändig (z.B. Entfernung von Tetrapoden an der Südspitze von Sylt);
- Strömung, Wellen und Wind geben Sanddepots eine natürlich aussehende Form, ganz im Gegensatz zu den in Landgewinnungsfeldern entstandenen Deichvorländern mit ihren rechtwinklig und parallel angelegten Entwässerungsgräben;
- mit Sanddepots kann eine Vielfalt der Uferformen zurückgewonnen werden, die der aus Kostengründen entstandenen, sparsamsten Linienführung von Deichen und anderen Schutzwerken zum Opfer fiel;
- Sanddepots bleiben veränderlich und bieten daher den für Sedimentufer charakteristischen flüchtigen Populationen von Flora und Fauna immer wieder neue Ansiedlungsmöglichkeiten;
- da Sanddepots an geschützt liegenden Küstenabschnitten erst nach mehreren Jahrzehnten aufgezehrt sind, kann sich auf ihnen zwischenzeitlich die Sukzessionsfolge der Vegetation voll entfalten und biogene Strukturen ausbilden, die eine hohe Artenvielfalt ermöglichen;
- zur Entlastung des Besucherdrucks auf Naturufer mit am Stand brütenden und rastenden Vögeln können in der Nähe von Kurorten vermehrt Badestrände aufgespült werden;
- schließlich kann harter Uferschutz mit Sand überdeckt werden, damit auch dort eine naturnahe Entwicklung möglich wird und die Ansiedlung invasiver, für das Gebiet untypischer Arten unterbleibt.

Vorzugsweise sollten Sandnehrungen und Sandbänke wie in Abb.2 skizziert an den Wattseiten der Barriereinseln aufgespült werden, wo wegen der Ufererosion Deckwerke aus Stein erbaut wurden oder demnächst errichtet würden. Besonders geeignet sind auch Bereiche, wo den Deichen ein Vorland fehlt und wo trotz Buhnen und Lahnungsbau keines entsteht.

6 Störungen

Die Anpassung von Wattenmeerufern an den steigenden Meeresspiegel mit Sanddepots verursacht an den Sandentnahmestellen Störungen. Einer möglichen Sandbedarfsfläche von rund 1000 km² im Wattenmeer stehen rund 100.000 km² potentieller Sandfläche im Küstenvorfeld (20 bis 40 m Tiefe) gegenüber. Bei einer Konzentration auf wenige Entnahmestellen bleibt die gestörte Fläche unter 1% des Küstenvorfeldes. Geeignet sind rein sandige Sedimente mit einem Benthos, das an instabile Verhältnisse gut angepasst ist. Die herrschen in der Deutschen Bucht vor (Salzwedel et al. 1985). Wichtig ist weiterhin, dass die Sandentnahme seewärts des natürlichen Austauschbereiches für Küstensedimente erfolgt, damit eine nachhaltige Umverteilung von der Nordsee zur Küste erzielt wird und nicht ein beschleunigter Vor- und Rücktransport ausgelöst wird.

An den Depositionsstellen gleicht die künstliche Sandzufuhr weitgehend einer natürlichen Sedimentumlagerung. Da sowohl vom Bedarf her als auch wegen der

anfallenden Kosten die Depositionstellen von begrenztem Umfang bleiben werden, behalten betroffene und die an sich schon opportunistischen Pflanzen und Tiere solcher Gebiete hinreichend Ausweichhabitate.

Sowohl aus Sicht des Küstenschutzes als auch des Naturschutzes wird eine den lokalen Verhältnissen spezifisch angepasste Form der Sedimentaufspülung auf der Grundlage vorhergehender Analysen und hydrodynamischer Modelle erfolgen müssen. Dadurch kann ein Versanden bedrohter Lebensgemeinschaften, archaologischer Fundstellen oder auch Grasnarben von Deichen vermieden werden.

7 Ausblick und Schlussfolgerungen

Die Tradition der Landgewinnungen durch Eindeichungen fand in Deutschland vor etwa 50 Jahren ein Ende. Danach erfolgende Eindeichungen dienten dem Küstenschutz (Verkürzung der Seedeichlinie) und der besseren Entwässerung der Marschen durch Schaffung von Speicherbecken auf früherem Wattgrund. Schließlich avancierten die Salzwiesen und Watten vom Ödland zur unberührten Natur und erhielten Naturschutzstatus (Wolff 1992, Anonym 1998). Der Küstenschutz sieht heute seine Aufgabe in einer Sicherung der besiedelten Landflächen und dem Erhalt vorhandener Vorländereien zum Schutz der Deichlinie (CPSL 2001). Unter den Bedingungen eines sich beschleunigenden Anstiegs des Meeresspiegels geht dies zu Lasten natürlicher Uferbiotope und der vorgelagerten Watten. Dies kann durch künstliche Zufütterung mit Sand aus dem Offshore- zum Inshore-Bereich vermieden werden.

Die vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen gehen anders als an Britischen Küsten (siehe French 2001) davon aus, dass eine Rückverlagerung der Deichlinie als Antwort auf den Meeresspiegelanstieg an der deutschen Nordseeküste keine breite Zustimmung in der Küstenbevölkerung findet. Allenfalls ist mit Räumen abgestufter Sicherheitsstandards und kontrollierten Überflutungsräumen hinter der Deichlinie zu rechnen. Deshalb liegt landwärts kein Potential für neue Uferbiotope und seewärts nur dann, wenn dem Wattbereich von außen Sediment zugeführt wird. Letzteres wird hier vorgeschlagen, weil nur so ursprüngliche Habitatvielfalt im Uferbereich wieder hergestellt werden kann und weil nur so angesichts schneller ansteigenden Meeresspiegels Salzwiesen und Watten großflächig an der Nordseeküste für die Zukunft zu erhalten sind.

Dringlich geworden sind solche Sandimporte aus dem Offshore-Bereich durch die rasch zunehmende künstliche Versteinerung der Wattufer. Diese stellt einen verdrängenden Eingriff in die morphologischen Ausgleichsprozesse sedimentärer Ufer dar. Aus einem allmählichen, biotopreichen Übergang zwischen Land und Meer entsteht durch diese harten Uferbefestigungen ein Absatz in der Küstenlandschaft, dessen Höhe und Mächtigkeit infolge des Meeresspiegelanstiegs immer weiter zunimmt.

Ersatzlos kann der Küstenschutz auf steinerne Deckwerke, Betonmauern und Bühnen nicht verzichten. Durch Sandaufspülungen wären aber fast alle ersetzbar

und trotz weiter Transportwege langfristig wahrscheinlich kostengünstiger, weil sie durch Anpassung der Uferzone an den steigenden Meeresspiegel weniger Folgekosten als Instandsetzungsbedürftige harte Uferbauten nach sich ziehen. Eine kritische Wirtschaftlichkeitsprüfung ist notwendig. Vorgeschlagen wird, künftig auf weiteren harten Uferschutz im Wattenmeer zu verzichten. Stattdessen sollte nach und nach der Sandmangel der Uferbereiche mit künstlicher Sandzufuhr kompensiert werden. Küsten- und Naturschutz würden sich dabei ergänzen und nebenbei würde ein alter Konflikt beigelegt. Die Küstenlandschaft würde durch die Dynamik der aus Sand naturnah aufgebauten Uferbereiche eine zusätzliche Attraktivität gewinnen und tendenziell dem Meeresspiegelanstieg folgen können.

Danksagung

Wir danken drei Gutachtern für wertvolle Hinweise und Korrekturen sowie Elisabeth Herre für die Anfertigung der Abbildung 2.

Literatur

- Anonym (1998) Erklärung von Stade – Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutze des Wattenmeeres. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, pp 100
- Bantelmann A (1966) Die Landschaftsentwicklung an der schleswig-holsteinischen Westküste, dargestellt am Beispiel Nordfrieslands. *Die Küste* 14(2)5-99
- Behre KE (2002) Landscape development and occupation history along the southern North Sea coast. In: Wefer G, Berger W, Behre KE, Jansen E (eds) *Climate development and history of the North Atlantic realm*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 299-312
- Buschbaum C & Gutow L (2005) Mass occurrence of an introduced crustacean (*Caprella cf. mutica*) in the south-eastern North Sea. *Helgol. Mar. Res.* 59: 252-253
- Buschbaum C & Saier B (2003) Ballungszentrum Muschelbank - Biodiversität und nachhaltige Nutzung. *Biol. Unserer Zeit* 33(2) 100-106
- CPSL (2001) Final report of the trilateral working group on coastal protection and sea level rise. Wadden Sea ecosystem 13. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany
- CPSL (2005) Coastal protection and sea level rise – solutions for sustainable coastal protection in the Wadden Sea region. Wadden Sea Ecosystem No. 21. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany
- Flemming BW (2002) Effects of climate and human interventions on the evolution of the Wadden Sea depositional system (southern North Sea). In: Wefer G, Berger W, Behre KE, Jansen E (eds) *Climate development and history of the North Atlantic realm*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 399-413
- French PW (2001) *Coastal defences: processes, problems and solutions*. Routledge, London, pp 366
- Hellwig U (2006) Nigehörn – an artificial island goes natural. *Wadden Sea Newsletter* 2006(1) 22-24
- Louters T & Gerritsen F (1994) The riddle of the sands. A tidal system's answer to a rising sea level. Report RIKZ-94.040. RIKZ, Den Haag
- Menn I, Junghans C & Reise K (2003) Buried alive: Effects of beach nourishment on the infauna of an erosive shore in the North Sea. *Senckengiana maritima* 32: 125-145
- Nordstrom, KF (2000) *Beaches and dunes of developed coasts*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp 338
- Reise K (2003) More sand to the shorelines of the Wadden Sea. Harmonizing coastal defense with habitat dynamics. In: Wefer G, Lamy F, Mantoura F (eds) *Marine science frontiers of Europe*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 203-216

- Reise K (2005) Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgol Mar Res* 59: 9-21
- Reise K, Gollasch S & Wolff WJ (1999) Introduced marine species of the North Sea coasts. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52: 219-234
- Reise K & Lackschewitz D (2003) Combating habitat loss at eroding Wadden Sea shores by sand replenishment. In: Wolff WJ, Essink K, Kellermann A, Leeuwe MA van (eds) *Challenges to the Wadden Sea. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*. Ministry of Agriculture, Groningen, The Netherlands, pp 197-206
- Salzwedel H, Rachor E & Gerdes D (1985) Benthic macrofauna communities in the German Bight. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 20: 199-267
- Schrey I & Buschbaum C (2006) Asiatische Gespensterkrebse (*Caprella mutica*) erobern das deutsche Wattenmeer. *Natur- und Umweltschutz*, 5(1) 26-30
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2006) *Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten*. WBGU, Berlin
- Wolff WJ (1992) The end of a tradition: 1000 years of embankment and reclamation of wetlands in the Netherlands. *Ambio* 21: 287-291

Autoren:

Karsten Reise
Christian Buschbaum
Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung
Wattenmeerstation Sylt
25992 List

email: karsten.reise@awi.de; christian.buschbaum@awi.de

Hartmut RUDOLPHI

Kostenkalkulation und Ermittlung von Vorzugsgebieten zur Wiedereinbringung von natürlichen Hartsubstraten in die Ostsee

Calculation of the costs and identification of areas for the re-deposition of natural hard substrata in the Baltic Sea

Abstract

Stone extraction was implemented at the southern Baltic Coast between 1850 and 1970. At least 3.5 million tones were extracted at the coast of Schleswig-Holstein. Concerning the Water Framework Directive it had to be researched if a re-deposition is possible. Therefore the costs were calculated and areas of priority were identified in a GIS.

Keywords: stone extraction, re-deposition, calculation of costs, areas of priority, Baltic Sea coast

1 Einführung und Zielsetzung

Zwischen 1850 und 1970 wurde an der Ostseeküste die Steinfischerei betrieben. Aufgrund des Fehlens von abbaubaren kristallinen Grundgebirgen wurden entlang der Küste Findlinge geborgen, die zum Bau von Molen oder Küstenschutzbauten verwendet wurden. Ab 1930 konnten mit neuen Techniken größere Mengen geborgen werden. Laut einer Studie von Bock et al. (2003) sind an der Küste Schleswig-Holsteins 3,5 Millionen Tonnen Hartsubstrat entwendet und verarbeitet worden. Anfang der 70er Jahre wurde die Steinfischerei auf Grund von Unrentabilität eingestellt, da die Gebiete leergeräumt waren.

Der Abbau des Hartsubstrates hatte sowohl auf die Küstendynamik als auch auf die Biozönose negative Auswirkungen. In Abrasionsgebieten dienten die Steinen als natürliche Wellenbrecher (Schwarzer 2004). Für Algen und Miesmuscheln fehlte mit

der Entnahme von Steinen das Harts substrat, das sie zur Besiedlung benötigen (Karez & Schories 2005).

Im Zuge der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EG 2000), dass Referenzbedingungen aus dem historischen Zustand abgeleitet werden können, galt es zu untersuchen, in wie weit eine Renaturierung der Steinfelder möglich ist. Dabei gab es vom LANU die Vorlage, dass eine Renaturierung nur mit Steinen erfolgen soll, die den entnommenen entsprechen (LANU 2005). Auch ökologische und soziale Aspekte sollten dabei berücksichtigt werden.

2 Methodik

In einem ersten Schritt wurden die Kosten, die mit einer Renaturierung verbunden sind, berechnet. Dabei wurden drei Möglichkeiten zur Beschaffung der Steine in Erwägung gezogen: Abbau in Skandinavien, Steingewinnung beim Braunkohlebergbau in Deutschland und Materialgewinnung bei der Ausbaggerung von Wasserstrassen im Ostseeraum.

Dazu wurden Informationen vom Amt für ländliche Räume in Kiel (ALR) und Wasser- und Schifffahrtsamt Lübeck (WSA) genommen und Angebote von Firmen eingeholt.

Zweitens wurden Vorzugsgebiete für eine Renaturierung ermittelt. Im GIS wurden Flächen mit großen oder massenhaften Steinvorkommen aus der Studie von Bock (2003) mit Daten von MariLim für historische *Fucus*-Vorkommen verschnitten, da es beim Ausbringen der Steine primär um die Wiederansiedlung von Makrophyten geht. Folgende Daten von MariLim wurden dafür verwendet (MariLim 2005): Hoffmann von 1952 (*Fucus spec. flach*, *Fucus spec. tief*) und Schwenke von 1964, 1966 und 1969. Die Schnittflächen der Datensätze galten als Vorzugsgebiete für das Ausbringen von Hartsubstrat. Außerdem wurden die Gebiete hinsichtlich Schutzstatus und militärische Nutzung (BSH 2005a, b) überprüft.

3 Ergebnisse

3.1 Kostenkalkulationen

Die Anfrage beim WSA Lübeck ergab, dass es bei Ausbaggerungen von Wasserstrassen zu keinem nennenswerten Steinaushub kommt (schriftliche Mitteilung 2005). Außerdem waren im Bereich der schleswig-holsteinischen Küste zu diesem Zeitpunkt keine Ausbaumaßnahmen geplant.

Die von Herrn Riemer vom ALR Kiel erbrachten Informationen über den Kauf von Steinen in Skandinavien ergaben, dass die Kosten bei den benötigten großen Mengen inklusive Transport bei ca. 40 €/t Stein liegen (mündliche Mitteilung 2005).

Zur Steingewinnung beim Braunkohlebergbau lag ein Angebot der Firma SSE-Steine und Erden aus Boxberg (Sachsen) vor. Demnach kosten Findlinge ca. 35,- €/t, inklusive Beladung auf LKW, die Transportkosten zum Hafen sind darin noch

nicht enthalten. Die Schiffsfracht von Berlin bis zur Kieler Bucht kostet bei der Firma Fluss-Schiffahrts-Kontor GmbH 14,- €/t. Hinzu kommen noch Kosten für Öl, Liegezeit und Umsatzsteuer, sowie das Löschen des Schiffes. Insgesamt liegen die Kosten somit bei über 50 €/t Stein.

Der Preisvergleich zeigt, dass Steine aus Skandinavien mit ca. 40 €/t am preisgünstigsten sind. Bei einer Wiedereinbringung der gesamten entnommenen Menge von 3,5 Mio. t wäre eine finanzielle Aufwendung von 140 Mio. € nötig. Bei einer Investition von 2 Mio. € könnten 50.000 t Steine besorgt werden, was 1,4 % der entnommenen Gesamtmenge entspricht.

3.2 Potentielle Gebiete

Mit der Themenverschneidung der historischen Stein- und Fucus-Vorkommen ergaben sich vier Vorzugsgebiete (Abb. 1).

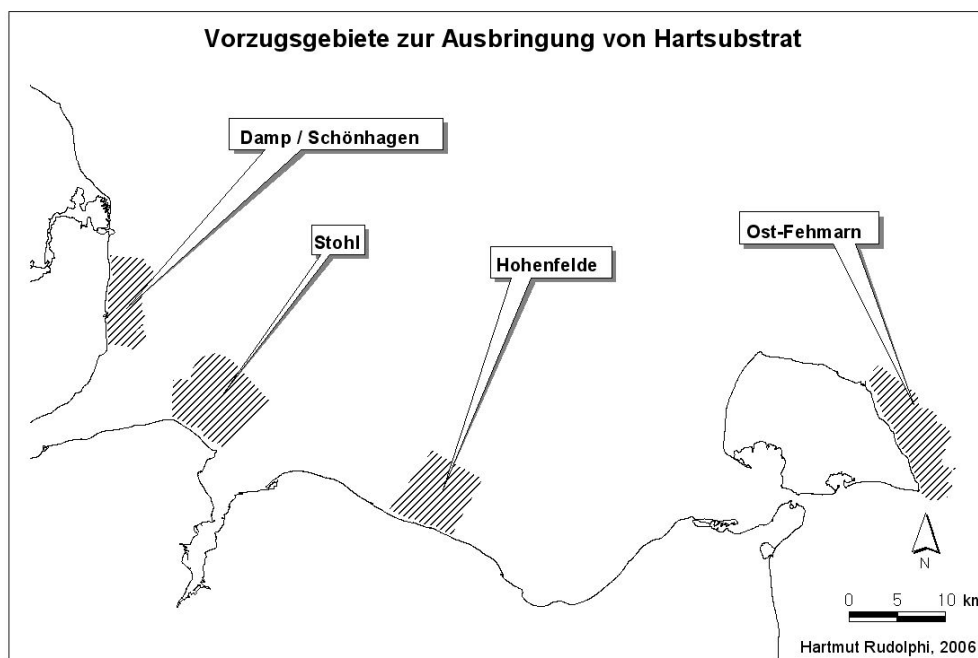


Abb. 1 Vorzugsgebiete für die Renaturierung von Steinfeldern

Das Gebiet Damp/Schönhagen liegt in der westlichen Kieler Bucht zwischen Schönhagen und Booknis. Die Fläche liegt außerhalb der FFH- und EU-Vogelschutzgebiete, doch wird der Küstenstreifen für militärische Zwecke genutzt.

Das Gebiet Stohl befindet sich zwischen Dänisch Nienhof und Bülker Leuchtturm. Hier sind auf einer längeren Strecke aktive Kliffe vorzufinden. Nördlich des Gebietes liegt der Stoller Grund, in dem sich früher sehr große Steinmengen befanden.

Das Gebiet Hohenfelde liegt zwischen Stakendorfer Strand und Todendorf. Im westlichen Teil des Gebietes ist der Untergrund sandig, im östlichen Teil sind Steine und Geschiebemergel anzutreffen.

Das Gebiet Ost-Fehmarn befindet sich an exponierter Stelle. Der Untergrund besteht aus quartärem Ton.

Die Gebiete Stohl, Hohenfelde und Ost-Fehmarn gehören zu FFH- und EU Vogelschutzgebieten.

Resümee

Durch die Entnahme der Steine fehlt den Makroalgen Hartsubstrat zur Besiedlung. In wie weit sich die Lebensräume selbst regeneriert haben, müssen Untersuchungen klären. Sollte sich herausstellen, dass auch heute noch ein wesentlicher Teil des Hartsubstrates fehlt, ist über eine Renaturierung der Gebiete zu diskutieren. Der finanzielle Aufwand von mindestens 40 €/t macht deutlich, dass das nur für ein relativ kleines Gebiet möglich sein wird. Durch eine Modellierung und einer Kosten-Nutzen-Analyse sollte ein Vergleich mit anderen Maßnahmen möglich gemacht werden, um so die effektivsten Maßnahmen zu fördern.

Literatur & Karten

- Bock G (2003) Quantifizierung und Lokalisation der entnommenen Hartsubstrate vor der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. – Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlichter Bericht, 31 p
- Bock G, Thiermann F, Rumohr H & Karez R (2003) Jahresbericht 2003, Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein, 111-116
- Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) (2005a) Ostsee: Schutz- und potentielle Eignungsgebiete, Karte
- Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) (2005b) Ostsee: Schifffahrt und Landesverteidigung, Karte
- Europäische Gemeinschaft (EG) (2000) Richtlinie 2000/60/EG – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft – 72 S, L327/1
- Karez R & Schories D (2005) Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 95-107
- Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein (LANU) (2005) Workshop „Künstliche Riffe in der Ostsee“, 8 S, unveröffentlichtes Protokoll
- MARILIM (2005) Historische Kartierungen mehrjähriger mariner Pflanzen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste, Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlichter Bericht, 81 S.
- Schwarzer K (2004) Zwischenbericht über das Untersuchungsprogramm „Hartsubstrat in der westlichen Ostsee“, Institut für Geo-Wissenschaften, Universität Kiel, unveröffentlichter Bericht, 17 p

Autor:

Hartmut Rudolphi
Ecology Research Centre
University of Kiel
Olshausenstr. 75
D-24118 Kiel

email: hrudolphi@ecology.uni-kiel.de

Antonia WANNER, Hartmut RUDOLPHI & Kai JENSEN

A method for classifying coastal marshes of the German Baltic Sea for the European Water Framework Directive (WFD)

Bewertungsverfahren für Salzrasen und -röhrichte der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

Angiosperms are identified in the European Water Framework Directive (WFD) as one of the biological quality elements in the European Water Framework Directive (WFD) used to classify the ecological status of coastal waters. This comprises not only seagrasses, but also saltmarshes in the intertidal zone. We suggest including also coastal marshes at the non-tidal Baltic Sea in the WFD-classification, since they are relevant to the quality of coastal waters particularly regarding eutrophication.

We propose a classification method for Baltic coastal marshes that is based on vegetation and hydromorphological parameters. Vegetation parameters include quantity indicated by the areal extent of coastal marshes as well as coastal marsh quality indicated by zonation of the vegetation and species composition. Hydromorphological indicators such as creeks, ditches and dikes are used to support the vegetation parameters because they indicate anthropogenic alterations more directly and without any time lag. Since no negative impact of grazing on water quality is known, reference conditions include grazed marshes as well as ungrazed reed beds. While vegetation parameters such as zonation and species composition should be assessed in the field, areal extent and hydromorphological parameters are primarily based on existing GIS-based information, which must be complemented and verified in the field.

Finally, recommendations are given for a field trial to validate the classification method. Monitoring after a 6-year interval should be carried out further to comply with the requirements of the WFD and the Habitats Directive.

Keywords: Water Framework Directive, Ecological status, Classification, Saltmarsh, Brackish reed bed, Coastal waters

1 Introduction: Coastal marshes as part of the coastal water bodies?

The Water Framework Directive (WFD) of the European Union aims at achieving a “good ecological status” of all surface water bodies by 2015. This applies also to coastal waters, including the intertidal zone. The ecological status must be classified into 5 classes from “high” to “bad” using biological, physico-chemical and hydro-morphological quality elements. The classification of coastal waters is primarily

based on three “biological quality elements”: benthic invertebrates, phytoplankton and macroalgae and angiosperms (“other aquatic flora”). These are supported by physico-chemical and hydro-morphological quality elements, *inter alia* “structure and condition of the intertidal zone” (WFD, European Commission 2000).

Only recently, the term “angiosperms” has been taken to include not only seagrasses, but also saltmarsh plants (CIS Coast 2003, CIS Wetlands 2003). As a consequence, several classification methods have been developed which consider saltmarshes as part of the coastal or transitional water bodies (e.g. Brys et al. 2005 for Belgium, Dijkema et al. 2005 for the Netherlands, and Best et al. 2007 for Great Britain). For the German North Sea coast, a common classification method is now under development (Stock pers. comm.), consulting the work of Arens (2006), Adolph et al (2007) and Stiller (2005a, 2005b).

However, all these approaches refer to tidal waters including the intertidal zone which is explicitly considered within the water body in the directive and in several guidance documents of the Common Implementation Strategy (CIS Coast 2003, CIS Wetlands 2003, CIS Monitoring 2003). So far, no WFD classification approach exists for non-tidal coastal marshes, nor has the relevance of non-tidal coastal marshes for the implementation of the WFD been discussed.

Thus, we will consider the questions if and why coastal marshes of the Baltic Sea should be regarded as relevant for the WFD. Further, we will present a draft outline of a classification method for coastal marshes of the German Baltic coast.

For non-tidal coastal waters such as the Mediterranean and Baltic Sea, the guidance document on Monitoring (CIS Monitoring 2003) proposes the term “mediolittoral zone” as an equivalent to the “intertidal zone”, which comprises communities that are dependent on flooding by sea water.

At the Baltic Sea, coastal marshes form an important part of these irregularly flooded communities on shallow, wind-protected coasts. In this paper, “coastal marshes” is used as a generic term for both saltmarshes and brackish reed beds. Saltmarshes have developed in most areas due to centuries of grazing or mowing (Schmeisky 1974, Dijkema 1990), while brackish reed beds form without grazing. At the south-western Baltic, coastal marshes are largely developed as coastal peatlands.

The formerly extensive coastal marshes along the Eastern German Baltic Sea coast (federal state of Mecklenburg-Vorpommern) have been reduced by more than 80% due to diking and drainage (Herrmann & Holz 1997). Coastal marshes are not only sensitive to alterations of their flooding regime and morphology by drainage and construction of dikes, but also to eutrophication (Jeschke 1987, Krisch 1989, Adam 2002, Boorman 2003) and chemical pollution by heavy metals, organic substances or oil (Vestergaard 1979, 2002, Van Bernem et al. 1994, Boorman 2003, Schuldt & Borgwardt 2005). While eutrophication and chemical pollution are also indicated by other quality elements of the WFD classification (e.g. phytoplankton and seagrass, which are probably more sensitive to eutrophication than – naturally eutrophic – coastal marshes), hydro-morphological alterations of the coastal zone such as diking and drainage are more directly indicated by the status of coastal marshes.

Since coastal marshes are wetlands, they must be included in the coastal water body, if they “are directly influencing the status of the related water body” (CIS Water Bodies 2003) and if “the structure and condition of such wetlands is relevant to the achievement of the objectives for a surface water body” (CIS Wetlands 2003).

Coastal marshes (especially coastal peatlands) can affect the status of coastal waters, particularly relating to eutrophication. They have a potential for nutrient retention if intact and regularly flooded, whereas they can contribute to nutrient load if peat is mineralised due to drainage. However, quantitative studies on the function of coastal peatlands of the Baltic Sea are currently lacking (Trepel & Kluge 2001). The significance of coastal marshes as a nutrient sink or source depends on the ratio of water area and coastal marsh area. It can be particularly high for small, enclosed water bodies surrounded by large (former) coastal peatlands (such as the lagoons in Mecklenburg-Vorpommern or the Schlei fjord in Schleswig-Holstein). Hence, this area ratio should be taken into account when classifying the ecological status of the water bodies.

We conclude that coastal marshes can potentially influence the status of coastal waters and should therefore be generally considered as part of the coastal water bodies. Further, coastal marshes are particularly likely to reflect morphological alterations of coastal waters. Therefore they can complement the other quality elements in an integrated assessment of the ecological status of coastal waters.

2 Scale of classification: reference conditions

The scale for the classification of the WFD is related to the “reference conditions”, that are defined in the Directive as “undisturbed conditions” with “no, or only very minor, anthropogenic alterations”, under which “the values of the biological quality elements [...] show no, or only very minor, evidence of distortion”.

The term “disturbance” in this context is confined to “anthropogenic alterations”. As mentioned above, anthropogenic alterations to coastal marshes may be changes of hydromorphology and hydrodynamics as well as input of nutrients and pollutants.

In general, (agricultural) grazing can also be considered an anthropogenic factor and at the Baltic Sea coast, large areas of saltmarshes have developed from brackish reed beds during the last 500 years as a consequence of grazing (Jeschke 1987: “anthropo-zoogenic saltmarshes”, Dijkema 1990). So far, it is not known whether saltmarshes and brackish reed beds differ in their ability to retain nutrients or form coastal peat. Therefore the impact of grazing is not considered as either positive or negative in the sense of the WFD in this paper.

Thus, only anthropogenic alterations of hydromorphology and -dynamics will be defined as “disturbances” to coastal marshes in the context of the WFD. We define a coastal marsh under reference conditions as an area exposed to natural flooding regime where either saltmarshes or brackish reed beds have become established that are subject to no or only very minor anthropogenic alterations.

The classification method for coastal marshes of the Baltic Sea is based on vegetation parameters (as part of the quality element “angiosperms”) and uses

hydromorphological parameters further to support the assessment based on vegetation. Hydromorphological parameters reflect alterations of the flooding regime more directly than the coastal marsh vegetation. In some cases, halophyte species are known to persist in the vegetation for years or even decades after the construction of a dike and the cut-off from regular flooding.

The proposed draft classification method for coastal marshes results from a project that focused on coastal marshes at the Baltic Sea coast of the federal state of Schleswig-Holstein. Within the frame of the project, the present situation of coastal marshes in Schleswig-Holstein was analysed using existing (mainly digitally available) data. Results of this analysis were used to derive class boundaries for hydromorphological parameters. They should therefore not be in the same way applied to coastal marshes in Mecklenburg-Vorpommern without considering adaptations to local conditions. The general classification method, however, is designed to be applied for the whole German Baltic Sea coast. The consideration of local differences has to be one aspect of a field trial in the future (see “perspectives” below).

3 Hydromorphological parameters

Three hydromorphological parameters were selected: flooding dynamics, intensity of drainage and restriction of flooding.

To derive class boundaries, 10 coastal marsh sites along the Schleswig-Holstein Baltic coast were selected reflecting the whole gradient of degradation from natural flooding to completely diked and drained areas. GIS-based information, aerial photographs and site visits were used to assign these sites to the 5 WFD classes of ecological status for each of the three parameters separately. From this classification, class boundaries for the three parameters were derived.

Flooding dynamics

Creeks and salt pans are the products of natural flooding dynamics. The parameter is assessed by using GIS-available data of the most recent biotope mapping and is indicated by the total number of the biotope types “near-natural saline small water body” and “tidal creek/tideway” (LANU 2003) of a site per km² (see table 1). For the 10 sites in Schleswig-Holstein, the number of these biotope types ranged from 0 (Großer Binnensee) to 88/km² (Graswarder).

It remains unclear whether the indicator “creeks and salt pans” is applicable for sites totally covered by reed beds. Creeks are described as a characteristic feature of (mostly grazed) saltmarshes, but less of brackish reed beds. This may be a result of the fact that microrelief is facilitated by grazing and open vegetation, or that creeks may just not be visible in reed beds. Further, the existence and number of creeks, salt pans and other small water bodies also depends on the type and age of the site. Young sites of beach ridge systems have a more varied microtopography than older sites, especially than more uniform extensive coastal peatlands.

Further on, only larger creeks may have been mapped, while most creeks in Baltic saltmarshes are rather small. Therefore, during a field trial it must be determined whether it is necessary to complement the digital mapping results during field visits.

Intensity of drainage

The density of ditches and the existence of pumping stations to lower the ground water table determine the intensity of drainage. To assess the density of ditches (km/km²), digital data of the local water boards was used. At the 10 selected sites, the density of ditches ranged from 0 (Schleimünde, Bottsand) to 7.85 km/km² (Reesholm). The proposed class boundaries are presented in table 1. For the class boundary between “good” and “moderate” status, information on the degree of ditch maintenance has to be requested from the local water boards.

Restriction of flooding

Flooding by salt or brackish water is an essential ecological factor for coastal marshes. Today, flooding is often restricted by dikes or dams. If a site is separated from the sea by a dike, some salt water influence may still be possible from saline ground or seepage water unless the site is additionally drained by a pumping station. Thus, the 5 classes are defined as given in table 1. The parameter can be classified using digital data of the nature conservation and coastal defence authorities (in Schleswig-Holstein: State Agency for Nature and Environment = Landesamt für Natur und Umwelt, Agency for Rural Areas = Amt für ländliche Räume).

Tab. 1 Hydromorphological parameters and indicators – Description of the five ecological status classes according to the WFD. The number of creeks and salt pans is derived from GIS-available data of the most recent biotope mapping (total number of the biotope types “near-natural saline small water body” and “tidal creek/tideway” (LANU 2003) of a site per km²). For assessing the density of ditches, digital data of the local water boards is used. Information on dikes is obtained from digital data of the nature conservation and coastal defence authorities (in Schleswig-Holstein: State Agency for Nature and Environment, Agency for Rural Areas).

Parameter	Flooding dynamics	Intensity of drainage	Restriction of flooding
Indicator	Number of creeks and salt pans (no/km ²)	Density of ditches (km/km ²)	Dikes
Status			
high	Very many, > 10 /km ²	No ditches	No dikes
good	Many, 7 < to ≤ 10 /km ²	Only few old, not maintained ditches or ditches with impoundments, ≤ 1 km/km ²	Dike removed
moderate	Existing, 4 < to ≤ 7 /km ²	Only few maintained ditches, ≤ 1 km/km ²	Dikes/dams with tubes (no regulation of water in-/outflow possible), dike with breach
poor	Few, 1 < to ≤ 4 /km ²	Moderate length of ditch system, 1 < to ≤ 3 km/km ²	Dike with sluice
bad	Very few to none, ≤ 1 /km ²	Dense ditch system, > 3 km/km ²	Dike with pumping station

4 Vegetation parameters

Normative definitions of the WFD for angiosperms

The WFD gives the following normative definitions for the ecological status of the quality element angiosperms (WFD Annex V, table 1.2.4):

High status: All disturbance-sensitive angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present. The levels of angiosperm abundance are consistent with undisturbed conditions.

Good status: Most disturbance-sensitive angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present. The level of angiosperm abundance shows slight signs of disturbance.

Moderate status: A moderate number of the disturbance-sensitive angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are absent. Angiosperm abundance is moderately disturbed and may be such as to result in an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water body.

Based on the definition of “disturbances” given above, “disturbance sensitive taxa” are defined here as all characteristic plant species adapted to natural flooding and natural (locally varying) levels of salinity of flooding water and soil (halophytes).

Quantity: coastal marsh area

„Abundance of angiosperms“, in this case coastal marsh vegetation, is dependent on the area of this habitat type. Therefore, areal extent is a basic parameter in all existing classification methods for salt or coastal marshes, and those being developed at present (Brys et al. 2005, Dijkema et al. 2005, Arens 2006, Adolph et al. 2007, Best et al. 2007, Stock for German North Sea coast, pers. comm.). The classification methods differ mainly in the way the value for the reference area is derived: either by predictive modelling or from historical data, and if the latter, the historical reference time differs.

We decided not to use a historical reference, because

- for times with “no anthropogenic alteration” (of hydromorphology), no adequate data or maps are existing
- any reference time based on data availability would be arbitrarily chosen
- such an approach would be too static: coastal dynamics and formation of new coastal marshes since a historical reference point would be ignored.

Instead, we developed a simple way of predictive modelling of the “**potential coastal marsh area**”. The most dramatic anthropogenic alteration of Baltic coastal marshes is the loss of area by diking and drainage. Therefore, the reference area is the area that would be covered by coastal marshes if today all these anthropogenic alterations of flooding dynamics were removed (“potential natural status”). The potential coastal marsh area includes coastal areas

- that would be regularly flooded if no dikes and other coastal defence structures existed (“potential flooding area”) and
- that are suitable for coastal marsh communities, i.e. the sites have to be sheltered (“potential coastal marsh area”).

At the German Baltic Sea coast, the mean high water is about 1.2 m at the outer coast (long-term mean for Schleimünde and Marienleuchte, Warnemünde, Sassnitz, Koserow) and occurs at 1.3 days/year on average (KfKI 2003). The elevation limit of halophyte vegetation was found at an average elevation of 0.7 m by Krisch (1990), but at 1 m by Paulson & Raskin (1998) and Seiberling et al (2004).

Therefore, we delimited the “potential flooding area” for Schleswig-Holstein as being at 1 m above sea level, being flooded several times a year and characterised by halophytic vegetation. This area was generated using GIS. With the elevation data of the digital terrain model (scale 1:25,000), 3D-models were constructed. By use of these models, 1-m-elevation lines were generated. From these “potential flooding areas”, areas of lagoons and small water bodies as well as beaches and dunes – all unsuitable for coastal marsh formation – were subtracted to obtain the “potential coastal marsh area”.

The “**present coastal marsh area**” was calculated for each water body from the digital results of the most recent biotope mapping for the Habitats Directive (habitat types: salt grasslands, salt and brackish reed beds, brackish tall forbs, other types of brackish grasslands, LANU 2003) and the HELCOM-mapping of coastal biotopes.

The metric for the classification is the ratio of present coastal marsh area to potential coastal marsh area for each water body. The class boundaries are preliminarily set as follows: High – 80-100 %, good – 60-79 %, moderate – 40-59 %, poor – 20-39 %, bad – 0-19 %.

Quality: zonation

Another parameter in all existing WFD-classification methods for saltmarshes is the zonation of the vegetation (Brys et al. 2005, Dijkema et al. 2005, Stiller 2005a, Arens 2006, Adolph et al. 2007, Best et al. 2007, Stock pers. comm.).

The background of the Dutch classification (Dijkema et al. 2005) is the model of a dynamic equilibrium of salt marsh zones under reference conditions. Pioneer, lower, middle and higher salt marsh zones are seen as a successional series, being built up by sedimentation, then destroyed by erosion and followed by new accretion.

The concept of cyclic processes and a dynamic equilibrium cannot be easily transferred to the Baltic Sea coast. Coastal peatlands cannot grow above certain heights (except under conditions of sea level rise), and hence are not subject to (cyclic) succession. Beach ridges are created by active coastal dynamics of abrasion and sedimentation, but abrasion takes place at nearby cliffs. Thus, a dynamic equilibrium exists not within a system of younger and older saltmarsh stages (= vegetation zones), but within a larger-scale coastal landscape system.

Still, zonation can be used as a characteristic feature and classification parameter for Baltic coastal marshes. The classification should be focused on the effects of anthropogenic alterations such as dikes in front of or behind the coastal marsh on the zonation. Since many factors (salinity, flooding frequency, moisture, local freshwater input, exposure, relief, substrate, grazing etc.) act together at the Baltic Sea coast, many species occur at differing elevations depending on local conditions. Thus species cannot generally be assigned to one elevational zone and

lower and upper saltmarsh cannot in all cases be clearly delimited. The delimitation of elevational zones is further complicated by the small vertical range of the zonation (Dijkema 1990).

For these reasons, only two vegetation zones are distinguished here: The “**pioneer zone**” is characterised by active dynamics (by flooding, erosion, ice scouring, trampling etc.) and therefore colonized by pioneer species, often with a high percentage of open soil. These areas comprise, if existing,

- a zone around the mean water line, in transition from mud flat to coastal marsh, or
- areas strongly affected by flood water and other soil disturbances (such as trampling). They are often low-lying and salt accumulating areas as creeks, depressions, salt pans or their margins.

All higher elevations with halophyte vegetation are summarized as the “**(lower and upper) coastal marsh zone**”.

Coastal marshes that are not anthropogenically altered are characterized by gradual transitions to terrestrial habitats such as dunes, dry or fresh grassland types, fens, swamps, coastal heathlands and forests. By diking, many coastal marshes are reduced in their extent and cut off, so that upper saltmarshes and natural transitions are missing. Therefore the existence or lack of such transitions is included in the classification.

Further, freshwater indicator species are also used since the occurrence of species like e. g. *Hippuris vulgaris* or *Ranunculus aquatilis* in the pioneer zone indicates that salinity is decreased by a dike that prevents flooding or reduces flooding frequency. However, these can be used as indicators only in sites with higher salinity of flooding water, i. e. west of the Darß sill (except for sites at the Inner Schlei or at oligohaline lagoons) and without natural structures that restrict flooding frequency (beach ridges etc.). At sites with low salinity, these species belong to the characteristic communities (Fukarek 1961).

Each site is classified by the lower value of the two criteria (zonation and freshwater indicators, see table 2). The assessment is carried out for each site separately.

Tab. 2 Zonation of the vegetation – Description of the five ecological status classes according to the WFD to be assessed in the field. “Pioneer zone” comprises a zone around the mean water line, in transition from mud flat to coastal marsh as well as other disturbed areas strongly affected by flooding water, trampling etc, as creeks, depressions and salt pans. All higher elevations with halophyte vegetation are summarized as the “(lower and upper) coastal marsh zone”.

Ecological status	Zonation ¹	Freshwater indicators ² (e.g. <i>Hippuris vulgaris</i> , <i>Ranunculus aquatilis</i>)
high	Pioneer zone and coastal marsh zone developed completely consistent with relief. Gradual transition to terrestrial habitats.	No freshwater indicators in the pioneer zone
good	Pioneer zone and coastal marsh zone nearly developed completely consistent with relief, i.e. elevational gradient within the coastal marsh zone noticeable (but can also border on a dike)	No freshwater indicators in the pioneer zone
moderate	Pioneer zone and coastal marsh zone existing. No gradual transition to terrestrial habitats (e.g. upper part cut off by a dike).	Freshwater indicators in the pioneer zone
poor	Only one zone existing	Freshwater indicators in the pioneer zone (if pioneer zone existing)
bad	No zone existing	---

1: If sites are very small because of natural relief, the pioneer zone can be missing without negative assessment, especially at narrow margins along the coast line (< 10 m width)

2: Only for sites with higher salinity of flooding water (i.e. west of the Darß sill, not in the Inner Schlei or at oligohaline lagoons) and without natural structures that restrict flooding frequency (beach ridge etc.)

Quality: Plant species composition

Above, halophytes have been defined as „disturbance-sensitive taxa” in the context of the WFD. Reference conditions are described as “all disturbance-sensitive angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present.” Since many ecological factors interact in determining which taxa could occur at a specific site without anthropogenic disturbances, it is not possible to prescribe a specific target species list for each individual site. This approach would also be too static and not allow for natural changes, and would be not practical with a high number of sites.

With our selective list of characteristic species (table 3), we allow for the diversity of site conditions. To keep the classification method as simple as possible, we present one list for the whole German Baltic Sea coast, differentiating between salinity levels for some species only. Whether more differentiation is necessary must be determined through a field trial in the future.

Tab. 3 Characteristic species of coastal marshes of the German Baltic Sea to be used for assessing the species composition as part of the WFD-classification method. Our own selection, compiled after: Jeschke (1987), Dijkema (1990), Berg et al. (2004).

Pioneer zone (including creeks, salt pans, depressions)	Lower and upper coastal marsh zone	Restriction
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.		low salinity ²
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>		low salinity ²
<i>Aster tripolium</i>	<i>Armeria maritima</i>	
<i>Atriplex prostrata</i> agg.	<i>Aster tripolium</i>	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	
<i>Cotula coronopifolia</i>	<i>Carex distans</i>	
<i>Juncus maritimus</i>	<i>Carex extensa</i>	
<i>Phragmites australis</i>	<i>Centaurium litorale</i>	
<i>Puccinellia distans</i>	<i>Centaurium pulchellum</i>	
<i>Salicornia europaea</i>	<i>Festuca rubra</i>	
<i>Spergularia media</i>	<i>Glaux maritima</i>	
<i>Spergularia salina</i>	<i>Juncus gerardii</i>	
<i>Suaeda maritima</i>	<i>Juncus maritimus</i>	
	<i>Leontodon autumnalis</i>	
	<i>Lotus tenuis</i>	
	<i>Phragmites australis</i>	
	<i>Plantago maritima</i>	
	<i>Puccinellia maritima</i>	
	<i>Spergularia media</i>	
	<i>Trifolium fragiferum</i>	
	<i>Triglochin maritimum</i>	
	<i>Artemisia maritima</i>	only western part ¹
	<i>Limonium vulgare</i>	only western part ¹
	<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	low salinity ²
	<i>Blysmus rufus</i>	low salinity ²
	<i>Eleocharis uniglumis</i>	low salinity ²
	<i>Elymus repens</i>	low salinity ²
	<i>Hordeum secalinum</i>	low salinity ²
	<i>Oenanthe lachenalii</i>	low salinity ²
	<i>Triglochin palustre</i>	low salinity ²

1: The species *Limonium vulgare* and *Artemisia maritima* are only characteristic in the western part (up to the Wismar bight) and occur sporadically to the western part of Rügen.

2: These species are characteristic for coastal marshes of low salinity, i.e. east of the Darß sill and the inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, in the western part at lagoons and inner coastal waters (e.g. inner Schlei) or at sites where flooding dynamics is restricted e.g. by a beach ridge.

Tab. 4 Species composition – Description of ecological status classes (characteristic species of coastal marshes see table 3). The frequency of species has to be assessed in the field during “structured walks” using the “DAFOR scale” (JNCC 2004, see table 5).

Ecological status	Pioneer zone ¹ (incl. Saltmarsh creeks, salt pans, depressions)	Coastal marsh zone	Additional metric cover ²
high	At least 1 species abundant, 2 other frequent, 1 other rare	At least 2 species abundant, 3 other frequent, 2 other occasional	Species together sum up to at least 75% of cover
good	At least 1 species abundant, 2 other frequent	At least 2 species abundant, 3 other frequent	Species together sum up to 50-74% of cover
moderate	At least 1 species abundant, 1 other frequent	At least 1 species abundant, 2 other frequent	Species together sum up to 25-49% of cover
poor	At least 2 species frequent	At least 2 species frequent	Species together sum up to at least 10% of cover
bad	Less than 2 species frequent	Less than 2 species frequent	Species together sum up to 0-9% of cover

1: Especially in the pioneer zone the frequency may be (depending on the scale) dependent on the total cover which can be low – this has to be taken into account!

2: Whether an additional metric „cover“ is necessary has to be proven in a field trial – in general we aim at using as few and simple metrics as possible. Also the numbers are preliminary.

The frequency of species should be estimated with a scale and a procedure that allows a simple, quick overview of large areas in the field and results in broad, but reproducible estimates that are independent of the person in charge. Based on the method described in the “Common Standards Monitoring Guidelines for Saltmarsh Habitats“(JNCC 2004) vegetation composition (presence of species + dominance > 50 %) should be recorded on at least 20 stops at 1 m²-plots during “structured walks” across the site. To avoid subjectivity when selecting stops, the route and stops should be selected in advance on a map or aerial photo. With these data, the frequency of the species can be estimated using the following scale (table. 5).

Tab. 5 Frequency classes „DAFOR scale“ (JNCC, 2004)

Dominant	Species appears at most (>60 %) stops and it covers more than 50 % of each sampling unit
Abundant	Species occurs regularly throughout a stand, at most (>60 %) stops and its cover is less than 50 % of each sampling unit
Frequent	Species recorded from 41-60 % of stops
Occasional	Species recorded from 21-40 % of stops
Rare	Species recorded up to 1-20 % of stops

5 Water bodies for which coastal marshes should be considered in the WFD-classification

Coastal marshes should be included in the WFD-classification only if their potential impact is relevant to the quality of the coastal water body. This depends *inter alia* on the ratio of water area to coastal marsh area. Hence, we propose to assess the ecological status of coastal marshes for all water bodies in Schleswig-Holstein that are not heavily modified and in which the potential coastal marsh area (see above) comprises

- at least 10 % of the total area of the water body (total area = water area + potential coastal marsh area) or
- at least 250 ha.

These include eleven water bodies: all three water bodies of the Schlei fjord, three water bodies around Fehmarn island (Fehmarn Rund, Fehmarn Belt, Orther Bucht), the coasts of Ostholstein (Putlos, Grömitz, Neustädter Bucht) and the Probstei. Following this procedure, 11,027 of 12,085 ha of potential coastal marsh area (91.2 %) in Schleswig-Holstein would be integrated into the WFD-classification of the coastal waters.

6 Combining parameters to an overall assessment

When strictly interpreting the formal requirements of the WFD, hydromorphology of coastal marshes would account for a part of the hydromorphological quality element (“structure and condition of the intertidal zone”), while the coastal marsh vegetation would be summarized with seagrasses and macroalgae in the quality element “macroalgae and angiosperms”. The hydromorphological quality element would only “support” the biological quality elements, i.e. would only be relevant for high status (European Commission 2000, CIS REFCOND 2003). Here we will refrain from this very formal interpretation to allow for a more integrative ecological understanding: because hydromorphology and vegetation of coastal marshes are closely linked and together indicate the same pressures on coastal waters, we recommend summarising both to an integrative classification. This would result in a coastal marsh classification indicating the pressure on and status of this zone of the coastal water body.

Two components are classified for each water body, hydromorphology and vegetation. The latter is composed of two aspects: quantity of vegetation (area) and quality of vegetation (zonation and species composition). In figure 1, an overview is given of how the single metrics are combined to an overall assessment.

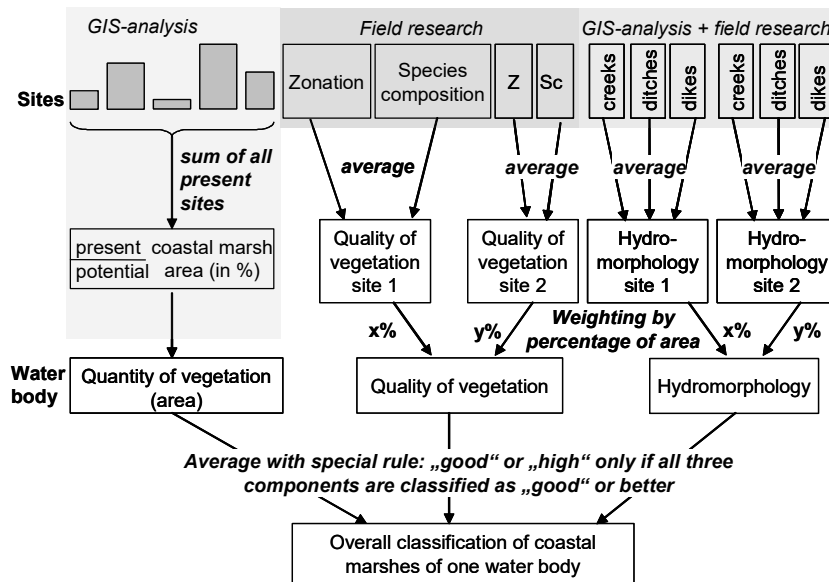


Fig. 1 Combination of all parameters to an overall assessment of the ecological status of coastal marshes per water body. x,y: Percentage of area of site 1 and 2 related to total area of present coastal marshes of a given water body.

The quantity of vegetation (area) is analysed using GIS for each water body as described above. Zonation and species composition are assessed in the field for each site separately, and the results are averaged to determine the “quality of vegetation” of the respective site. The classifications of all sites in a water body are combined by weighting the individual results by the areal percentage of the sites to the “quality of vegetation” of all coastal marshes of a given water body.

The same applies to the classification of hydromorphology: the values of all parameters assessed by GIS-analysis and/or in the field for a specific site are averaged to a classification of the hydromorphology of the site. In a second step, the classification of all sites in a water body are averaged weighted by the percentage of area to a classification of hydromorphology of all coastal marshes of a given water body.

In the last step, the three classifications of hydromorphology, quantity and quality of vegetation are combined to the overall classification of coastal marshes in a water body. This is done by calculating the mean of the three classifications with the restriction that the status “good” can only be achieved if all three parameters are assessed as being of “good” or “high” status. This special rule makes sure that the coastal marshes of a water body cannot be at “good” status if one of the three parameters is not “good”. On the other hand this special rule makes it still possible to improve the overall status, even in the case of the parameter “area” being in “bad” status, without creating large new coastal marshes. By reducing hydromorphological alterations in the present coastal marsh areas, the quality of vegetation as well as the hydromorphology could be improved, which could raise the overall classification from “bad” to, in the best case, “moderate”. If in contrast the “one out – all out” rule were applied for the three parameters, the water body would remain in the class “bad” as

long as the coastal marsh area was not enlarged to at least 60 % of the potential area. The present coastal marsh area must not be reduced in any case.

7 Monitoring

In contrast to the Wadden Sea area, no consistent monitoring data set exists so far on the status of coastal marshes at the Baltic Sea. Thus, an initial area-wide monitoring of all coastal marsh sites should be conducted to be used as a quantitative baseline for detecting future long-term changes (CIS Monitoring 2003). To limit the efforts of future monitoring cycles, a representative number of sites per water body should be sampled. Sites that are part of the Natura 2000 monitoring network should be included to use the data efficiently.

Since most coastal marshes are part of protected areas, they have to be included in the operational monitoring (WFD Annex V, 1.3.5). As a general rule of the WFD, the operational monitoring of angiosperms should be carried out at least every 3 years “unless greater intervals would be justified on the basis of technical knowledge and expert judgement.” (WFD Annex V, 1.3.4). Coastal marshes largely consist of perennial plants, thus climatic between-year fluctuations are not very pronounced. Therefore, a greater monitoring interval of 6 years is considered to be sufficient. Only in cases where hydrodynamics have changed substantially should the monitoring be carried out more often, at least every 3 years. Generally, monitoring of vegetation should be carried out during the growing season between July and September.

All parameters proposed for the classification should be monitored. Some of the hydromorphological parameters (dikes, ditches) are classified according to GIS-based information. During a field trial or during the first monitoring cycle it should be determined whether these data are correct, up-to-date and detailed enough. For future monitoring cycles it should be sufficient to only check for changes.

8 Perspectives

Since the proposed classification method has been developed without any fieldwork, a field trial is needed as a feasibility test before applying it to the whole German Baltic coastline. After checking the results for plausibility, class boundaries and species lists may have to be modified. Coastal marshes of Schleswig-Holstein as well as Mecklenburg-Vorpommern should be included to make the method suitable for all varieties of coastal marshes along the German Baltic coast.

Further, “Atlantic saltmarshes” are listed in the Annex I of the EU-Habitats Directive as a habitat type of community importance (European Commission 1992). Thus, their status also has to be monitored according to the Habitats Directive. It should be examined how the classification of “ecological status” (WFD) and of “favourable conservation status” (Habitats Directive) could be combined and particularly how the monitoring procedure can be harmonized to use synergies in the best and most efficient way. This implies selecting monitoring sites, harmonizing

monitoring intervals and timing, and developing common detailed monitoring methods.

To improve the knowledge on the relevance of coastal marshes for coastal water quality, studies on the nutrient balance of intact and drained coastal peatlands should be carried out. Further, the nutrient balance of grazed and ungrazed coastal marshes should be analysed to assess the impact of management on the capacity for nutrient retention.

Zusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Union zielt darauf ab, bis 2015 alle Gewässer in einen „guten ökologischen Zustand“ zu versetzen. Der ökologische Zustand der Küstengewässer wird anhand der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrozoobenthos sowie Großalgen und Angiospermen bewertet. Erst seit kurzem wurde der Begriff „Angiospermen“ nicht nur auf Seegräser, sondern auch auf die Vegetation der Salzrasen angewandt (CIS Coast 2003, CIS Wetlands 2003). In der Folge wurden Bewertungsansätze für Salzrasen der Küsten- und Übergangsgewässer der Nordseeregion entwickelt (Brys et al. 2005 für Belgien, Dijkema et al. 2005 für die Niederlande und Best et al. 2007 für Großbritannien). Auch für die deutsche Nordseeküste wird derzeit ein Bewertungsmodell erarbeitet (Stock mdl.), das Ergebnisse der Arbeiten von Stiller (2005a, 2005b), Arens (2006) und Adolph et al (2007) einbezieht.

Für die gezeitenfreie Ostsee wurde die Relevanz der Salzrasen für die WRRL jedoch bislang nicht diskutiert. In dem vorliegenden Beitrag wird geprüft, ob Salzrasen an der deutschen Ostseeküste sich generell für die Bewertung der Küstengewässer nach WRRL eignen. Nach WRRL und den Leitfäden der gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS Coast 2003, CIS Wetlands 2003, CIS Monitoring 2003) sollte der Gezeitenbereich als Teil des Wasserkörpers aufgefasst werden. Auch für die gezeitenfreie Ostseeküste sind Feuchtgebiete wie Salzrasen und -röhrichte in den Wasserkörper einzubeziehen, wenn sie die biologischen Qualitätskomponenten der Küstengewässer beeinflussen und damit für die Qualität des Küstengewässers relevant sind. Zudem eignen sich Salzrasen besonders dazu, morphologische Veränderungen der Küstengewässer abzubilden und können damit die anderen Qualitätskomponenten in einer Gesamtbewertung der Küstengewässer sinnvoll ergänzen.

Salzrasen und -röhrichte (insbesondere Küstenüberflutungsmoore) können die Eutrophierung der Küstengewässer beeinflussen. Im intakten Zustand tragen sie zur Nährstoffretention bei, während bei Entwässerung und Torfmineralisierung Nährstoffe freigesetzt werden. Der Beitrag der Salzrasen zur Be- oder Entlastung der Gewässer hängt dabei vom Verhältnis der Flächengrößen (Wasserkörper – Salzrasen-/röhrichtfläche) ab. Er kann für kleine, austauscharme Wasserkörper mit großen (ggf. ehemaligen) Küstenüberflutungsmooren besonders groß sein. Daher sollte dieses Flächenverhältnis bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Den Maßstab für die Bewertung nach WRRL bildet der „Referenzzustand“, der für Salzrasen und -röhrichte als „in Hydrodynamik und -morphologie nicht oder nur

sehr geringfügig anthropogen verändert“ definiert wird. Der Referenzzustand umfasst sowohl beweidete Salzrasen als auch unbeweidete Brackwasserröhrichte oder ein Mosaik aus beiden Vegetationstypen.

Die Bewertung nach WRRL basiert auf Parametern der Salzrasen- und -röhrichtvegetation als Teil der biologischen Qualitätskomponente der Angiospermen. Sie wird durch folgende hydromorphologische Parameter unterstützt: Überflutungsdynamik, Entwässerungsintensität und Überflutungseinschränkung. Dabei wird die Überflutungsdynamik durch Priele und Röten indiziert, die Entwässerungsintensität durch Gräben und die Überflutungseinschränkung durch Deiche. Diese Parameter werden im GIS für jedes einzelne Gebiet ausgewertet und sind ggf. durch Geländeerhebungen zu ergänzen.

Für die biologische Qualitätskomponente werden Quantität und Qualität der Vegetation bewertet. Als Referenzfläche wird die „potenzielle Salzrasen-/röhrichtfläche“ berechnet, die potenziell regelmäßig überflutet wird (d.h. unter 1 m über NN liegt) und für Salzrasen-/röhrichte geeignet ist (d. h. Gewässer oder Strände werden abgezogen). Für die aktuelle Flächenausdehnung wird im GIS die Fläche aller salzbeeinflussten Biotoptypen berechnet und für jeden Wasserkörper summiert. Der relative Anteil der aktuellen an der potenziellen Salzrasen-/röhrichtfläche (in %) wird herangezogen, um die Ausdehnung aller Salzrasen eines Wasserkörpers einer der fünf ökologischen Zustandsklassen der WRRL zuzuordnen.

Die Qualität der Vegetation wird im Gelände für jedes Gebiet einzeln erfasst und anhand der Parameter Zonierung und Artenzusammensetzung bewertet. Die Vegetationszonierung wird anhand des Vorhandenseins der Vegetationszonen „Pionierzone“ und „untere/obere Salzrasen und -röhrichte“ sowie des Vorkommens von Süßwasserzeigern in der Pionierzone bewertet. Für die Artenzusammensetzung wird das Vorkommen charakteristischer Arten (Anzahl und Häufigkeit) in jeder der Vegetationszonen aufgenommen.

Für Schleswig-Holstein wird vorgeschlagen, Salzrasen und -röhrichte für diejenigen Ostsee-Wasserkörper in die Bewertung einzubeziehen, die nicht „erheblich verändert“ sind und in denen die potenzielle Salzrasenfläche mindestens 10 % des Wasserkörpers oder 250 ha ausmacht. Damit wären Salzrasen und -röhrichte für 11 der 19 küstenangrenzenden Wasserkörper relevant.

Das Monitoring nach WRRL sollte in einem 6-jährigen Intervall auf repräsentativ ausgewählten Flächen durchgeführt werden. In einem Praxistest sollte geprüft werden, ob die Parameter des WRRL-Bewertungsvorschlags sich im Freiland als praktikabel erweisen und ob die Qualität der Salzrasen konsistent bewertet werden kann. Um Synergien bestmöglich zu nutzen und Mittel effizient einzusetzen, sollte ein Monitoring gemeinsam für die WRRL und die FFH-Richtlinie durchgeführt werden. Dies wäre insbesondere bei der Präzisierung der Erhebungsmethoden und der Auswahl der Monitoringgebiete zu berücksichtigen.

Acknowledgements

We wish to thank the State Agency for Nature and Environment of Schleswig-Holstein for financial support of the project and the German Federal Environmental Foundation for the PhD-scholarship to the first author. We thank Martin Stock and Wolfgang Günther for fruitful discussions, Christof Herrmann and Jürgen Gemperlein for useful data, Amanda Prior for an article in press at the right time and John Burk for improving the English language.

References

- Adam P (2002) Saltmarshes in a time of change. – *Environmental conservation*, 29 (1) 39-61
- Adolph W, Petri G, Jaklin S, Petersen B & Heiber W (2007) Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil B: Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe. – *Berichte des NLWKN*. 102 p and 60 p Annex; Brake – Oldenburg – Wilhelmshaven – Norderney.
- Arens S (2006) Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. – *Bericht des NLWKN*, 94 p, Brake – Oldenburg – Wilhelmshaven.
- Berg C, Dengler J, Abdank A & Isermann M (2004, Eds.) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. 606 p, Jena.
- Best M, Massey A & Prior A (2007) Developing a saltmarsh classification tool for the European water framework directive. – *Marine Pollution Bulletin*, 55: 205-214.
- Boorman LA (2003) Saltmarsh Review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management. – *JNCC Report*, 334. 114 p
- Brys R, Ysebaert T, Escaravage V, Van Damme S, Van Braeckel A, Vandevoorde B & Van den Bergh E (2005) Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelings-systemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7 (Calibration of reference conditions and classification systems for the WFD: Development and description of type specific reference conditions and/or Maximum Ecological Potential in every Flamish transitional water type following the WFD-classification systems for biological quality elements. Final report. Flamish). 172 p
- CIS Coast (2003) WFD CIS Guidance Document No. 5. Typology, Reference Conditions and Classification Systems for Transitional and Coastal Waters. 107 p
- CIS Monitoring (2003) Guidance document no. 7. Monitoring under the Water Framework Directive. 160 p
- CIS REFCOND (2003) Guidance Document No 10. Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. 87 p
- CIS Water Bodies (2003) WFD CIS Guidance Document No. 2. Horizontal Guidance on the Identification of Water Bodies. 233 p
- CIS Wetlands (2003) WFD CIS Guidance document no. 12. The role of wetlands in the Water Framework Directive. 61 p
- Dijkema KS (1990) Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: their vegetation and management. – *Biological Conservation*, 51 (3) 191-210.
- Dijkema KS, de Jong DJ, Vreeken-Buijs MJ & van Duin WE (2005) Salt marshes in the Water Framework Directive. Development of Potential Reference Conditions and of Potential Good Ecological Statuses. – *RIKZ Report 2005.020*, 66 p
- European Commission (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L 206*, 22/07/1992 P 0007-0050.

- European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327. 22.12.2000.
- Fukarek F (1961) Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. Pflanzensozologie 12, 321 p, Jena.
- Herrmann C & Holz R (1997) Küstenüberflutungsräume zwischen Ökologie und Ökonomie – Probleme und Perspektiven. – [In:] Boedecker, D, von Nordheim, H (Eds.) Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste. Ergebnisse einer „Vilmer Expertentagung“ zum Erhalt der natürlichen Küsten-Morphodynamik. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 52: 37-44; Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Jeschke L (1987) Vegetationsdynamik des Salzgraslandes im Bereich der Ostseeküste der DDR unter dem Einfluß des Menschen. – Hercynia N.F. Leipzig 24 (3) 321-328.
- JNCC (Joint Nature Conservation Committee, 2004) Common Standards Monitoring Guidance for Saltmarsh Habitats. Version August 2004, Updated from February 2004. ISSN 1743-8160 (online). 23 p
- KfKI (2003) Die Küste, 66. Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen (Ed.) 193 – 197; Heide in Holstein.
- Krisch H (1989) Die Brackwasserröhrichte des Greifswalder Boddens. – Meer und Museum 5: 14-24
- Krisch H (1990) Ökologisch-soziologische Artengruppen und Pflanzengesellschaften im Geolitoral der Boddenküste (Ostsee). – Phytocoenologia, 19: 1-28.
- LANU (2003) Standardliste der Biotoptypen in Schleswig-Holstein. 2nd version. Landesamt für Natur und Umwelt. 168 p; Flintbek.
- Paulson C & Raskin R (1998) Die Vegetation des Großen Werder (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft) als Ausdruck von Küstendynamik und Landnutzung. – Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern, 34: 24-42.
- Schmeisky H (1974) Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarder vor Heiligenhafen/Ostsee. Dissertation, 103 p, Göttingen.
- Schuldt B & Borgwardt K (2005) Sensitivitätskartierung der Deutschen Ostsee. – [In:] Gläser, B, Sekścińska & Löser, N. (Eds.) Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region. Coastline Reports, 6: 163-167.
- Seiberling S, Kockel R, Held E & Schickhoff U (2004) Raum-zeitliche Dynamik und Funktion der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. – [In:] Entwicklung der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Abschlussbericht des Verbundprojektes BIOSALT. Teil A Teilprojektberichte, Kap 2: S. 2-2 – 2-50.
- Stiller G (2005a) Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, 47 p, Hamburg.
- Stiller G (2005b) Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, 50 p, Hamburg.
- Trepel M & Kluge W (2001) Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins. Endbericht Teilprojekt 1 im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 90 p, Kiel.
- Van Bernem KH, Grotjahn M, Knüpling J, Krasemann HL, Müller A, Neugebohrn L, Patzig S, Ramm G, Riethmüller R, Sach G & Suchrow, S (1994) Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer Juni 1987- Juni 1993. 146 p, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht.
- Vestergaard P (1979) A study of indication of trace metal pollution of marine areas by analysis of salt marsh soils. – Marine Environment Research, 2: 19-31.
- Vestergaard P (2002) Vegetations- og jordbundsstudier på Danske strandenge: en sammenfattende redegørelse for tidligere studier. Studies in vegetation and soil of coastal meadows in Denmark - a conspectus of previous studies. – Botanisk Institut, Københavns Universitet. 118 p København.

Authors:

Antonia Wanner
Population and Vegetation Ecology
Biocenter Klein Flottbek
University of Hamburg
Ohnhorststraße 18
D-22609 Hamburg
phone: ++49 - (0)40 - 42816-392
fax: ++49 - (0)40 - 42816-565

email: antonia.wanner@botanik.uni-hamburg.de

Hartmut Rudolphi
Ecology Centre Ökologie-Zentrum Kiel
Olshausenstraße 75
D-24118 Kiel
phone: ++49-(0)431 - 880-4085
fax: ++49-(0)431 - 880-4083

email: hartmutrudolphi@yahoo.de

Prof. Dr. Kai Jensen
Population and Vegetation Ecology
Biocenter Klein Flottbek
University of Hamburg
Ohnhorststraße 18
D-22609 Hamburg
phone: ++49 - (0)40 - 42816-576
fax: ++49 - (0)40 - 42816-565

e-mail: Kai.Jensen@botanik.uni-hamburg.de

The full project report in German language can be obtained from the authors:
antonia.wanner@botanik.uni-hamburg.de

Inga FRERK und Christine GÜLDENZOPH

Kurzbeitrag: Machbarkeitsstudie "Sanierung durch Kultur"

Extended Abstract: Clean-up by Cultivation

Abstract

This feasibility study deals with the idea to eliminate a significant part of the nutrient surplus in the Baltic Sea waters at Schleswig-Holstein coast by cultivating either macroalgae, mussels or both. The nutrients accumulated by these organisms could be taken out of the system by harvest. Secondly, the potential of usages of the harvested biomass is under examination, e.g. the possibility to produce energy in biomass plants.

Keywords: Macroalgae, mussels, biomass, water body restoration, nutrient reduction, biogas production, alternative usage

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert, die eutrophierten Küstengewässer der Ostsee wieder in einen "guten ökologischen Zustand" zu versetzen. In diesem Zusammenhang wird die Möglichkeit geprüft, einen signifikanten Teil der Nährstoff- und Kohlenstofffrachten in der Kieler Bucht bzw. an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste durch eine Makroalgen- und/oder Muschelaquakultur zu binden und durch Ernte aus dem System zu entfernen. Ziel dieser Studie (01.10.2006 — 31.10.2007) im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein ist es weiterhin, Angaben zur optimalen technischen Ausführung der Kultivierung zu machen und dabei zu beachtende Bedingungen zu bewerten. Zudem werden die Möglichkeiten zur (kommerziellen) Nutzung der so gewonnenen Biomasse ermittelt. Hierbei soll gezielt eine Verwendung als Substrat für Biogasanlagen in Betracht gezogen werden.

Muscheln und Algen

Für die Machbarkeit dieses Projektes ist eine Kultur aus Organismen sinnvoll, die viel Biomasse erzeugen. Eine erste Abschätzung bringt die drei folgenden Organismen als für eine Kultivierung geeignet in die engere Auswahl: Die Muschel

Mytilus edulis bietet sich aufgrund ihrer Häufigkeit und ihrer guten Anpassung an die Bedingungen in der Ostsee an. Die Makroalgen *Fucus vesiculosus* und *Gracilaria vermiculophylla* sind für die Aquakultur als pflanzliche Vertreter ebenfalls in Betracht zu ziehen, da sie, wie vielfach beobachtet, starken Biomassezuwachs aufweisen. Diese Biomassen weisen definierbare Mengen an gebundenem Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphat (P) auf, da diese Gegenstand vieler Studien waren. Somit sollte die Netto-Entnahme dieser Elemente bei gegebener Anlagengröße vorausgesagt werden können. Zusätzlich stellt sich die Frage, mit welchen Nährstoffbelastungen im Kultivierungsgebiet gerechnet werden muss. Die gebundene Menge an C, N und P in den Organismen der Kultur müsste dann zu den Nährstoffkonzentrationen des umgebenden Wasserkörpers in Beziehung gesetzt werden. So kann eine Angabe über die Filterleistung und gleichsam die ökologische Relevanz bezüglich der Verbesserung der Wasserqualität gemacht werden. Die Beantwortung dieser Frage hängt auch stark von der Größe der möglichen Kultivierungsflächen ab. Problematisch an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste ist ihre vielfältige Nutzung (Schifffahrt, Naturschutz, Erholung usw.), die mögliche Flächen stark eingrenzt. Anhand von Kartenmaterial soll die maximale potentielle Fläche ermittelt werden.

Weltweit existieren Muschel- und Algenkulturen an so genannten Langleinen, die vertikal ins die Wassersäule gehängt werden. Die Vorteile solch einer Kultur und ihre Übertragbarkeit auf die vorliegenden Gegebenheiten müssen hier noch genauer recherchiert werden.

Bei der Kultivierung von tierischen und pflanzlichen Organismen ist mit Randeffekten zu rechnen. Über die stationäre Aquakultur von tierischen Organismen ist z.B. bekannt, dass eine große Menge an organischem Material (Faeces und Pseudofaeces) unterhalb solch einer Kultur anfällt. In diesem Zusammenhang wären die Auswirkungen auf den Sedimentationsprozess und Nährstoffkreislauf im Umfeld einer Muschel- und Makroalgenkultivierung aufzuzeigen.

Erzeugte Biomasse

Mit einer Verwendung der produzierten Biomasse in Biogasanlagen (BGA) könnte durch die Produktion erneuerbarer Energie ein weiterer ökologischer Nutzen entstehen, indem auf CO₂-neutrale Weise Wärme und elektrischer Strom erzeugt würden.

Nach §2 Biomasse-Verordnung anerkannte Biomasse, die die Bedingungen der Bioabfall-Verordnung und ggf. EU-Hygiene-Verordnung erfüllt, kann als (Ko-)Substrat in BGA eingebracht werden. Dort wird sie unter anaeroben Bedingungen zu Biogas und einem Gärrest, der als Dünger auf landwirtschaftliche Nutzflächen aufgebracht wird, abgebaut. Letzterer unterliegt den Vorschriften aus Düngemittel- und Düngemittel-Verordnung, insbesondere in Bezug auf Schadstoffgrenzwerte.

Ein Substrat muss eine ausreichende Gasausbeute erzielen, um für den Anlagenbetrieb geeignet zu sein. Werden tierische und seuchenhygienisch bedenkliche Substrate vergoren, so ist es gesetzlich vorgeschrieben, eine Hygienisierungsstufe vor das Befüllen der BGA zu schalten. Je nach Substrat muss

zudem noch eine Vorsortierung bzw. Siebung erfolgen, bei der ggf. die Muschelschalen abgetrennt werden könnten. Dieses würde einen weiteren Energieaufwand bedeuten, aber die Möglichkeit eröffnen, den in den Schalen gebundenen Kohlenstoff so zu verwenden, dass er dem globalen Kohlenstoffkreislauf entzogen wird.

Es bleibt zu klären, wie problematisch Salz- und mögliche hohe Schwefelgehalte der Biomasse sind. Bei der Vergärung jeden Substrates entsteht Schwefelwasserstoff, der zusammen mit dem ebenfalls im Biogas enthaltenen Wasserdampf zu Schwefelsäure reagieren und zu Anlagenkorrosion führen kann.

Biogas ist ein Wasserdampf-gesättigtes Gasgemisch mit 30-55 % Kohlendioxid- und 45-70 % Methananteil. Es wird entschwefelt, getrocknet und dann zumeist in einem Blockheizkraftwerk zu Wärme und elektrischem Strom umgesetzt. Die Vergütung nach Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) für den eingespeisten Strom bemisst sich u. a. nach der Art und Herkunft der eingesetzten Substrate, deshalb ist die rechtliche Einordnung der Biomasse ein wichtiger Faktor, der über das ökonomische Infragekommen als Kosubstrat mitentscheidet. Die rechtliche Einordnung, insbesondere der Muscheln, konnte noch nicht recherchiert werden und besteht u. U. noch nicht. Aus ihr ergeben sich allerdings unterschiedliche Vorschriften, Grenzwerte und Möglichkeiten der Nutzung. Beispielsweise würde die Anerkennung des Algenmaterials als nachwachsender Rohstoff bei Umsetzung in einer BGA eine zusätzliche Vergütung von bis zu 6 ct/KWh erzeugtem Strom ermöglichen. Es bleibt zu klären, ob es sich bei kultivierten Algen und Muscheln um anerkannte Biomasse nach §2 Biomasse-Verordnung handelt.

In wie weit Algen und/oder Muscheln in der Praxis aufgrund ihrer stofflichen Zusammensetzung, rechtlich und ökonomisch geeignete Substrate für BGA sind, gilt es ebenso zu recherchieren wie mögliche Abnehmer bei Umsetzung des Projektes.

Weiterhin sollen alternative Nutzungsmöglichkeiten für die Biomasse erschlossen werden.

Bilanzen:

Abschließend werden die Größenordnung des bei gegebenem Flächenangebot erreichbaren Nährstoffentzugs, eine Energiebilanz unter Berücksichtigung aller Transportwege und eine finanzielle Bilanz erstellt werden, die Auskunft über die Umsetzbarkeit dieser Projektidee geben.

Autoren:

Inga Frerk
Christine Güldenzoph
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften IFM-GEOMAR
Benthosökologie
Duesternbrooker Weg 20
D-24105 Kiel

email: ifrerk@ifm-geomar.de; cgueldenzoph@ifm-geomar.de

Thomas HIRSCHHÄUSER & Stig Eggert PEDERSEN

Kurzbeitrag: WRRL-Bewirtschaftungspläne - Beispiele aus 5 Pilotgebieten des Ostseeraums - BERNET CATCH

Keywords: WRRL, Bewirtschaftungsplan, BERNET, Ostsee, Eutrophierung

Der Beitrag stellt zentrale Ergebnisse und Empfehlungen aus dem BERNET CATCH Projekt "Integrated Management of Catchments – a Regional Cooperation on Implementation of the Water Framework Directive in the Baltic Region" vor.

BERNET (Baltic Eutrophication Regional Network) ist ein Netzwerk zwischen Wasserbehörden in sieben Ostseeanrainerregionen. Das Netzwerk wurde 1999 mit dem Ziel gegründet, die Gewässergüte im Ostseebereich zu verbessern. Seit Gründung lag der Schwerpunkt von BERNET in der Verringerung der Eutrophierung, um hierdurch das Ziel der Helsinki-Erklärung zu erfüllen, "die ökologische Wiederherstellung der Ostsee zu erreichen".

BERNET CATCH (2003–2006) betrachtet primär die regionale Umsetzung der EU-WRRL und zielt auf eine Stärkung des regionalen Leistungsvermögens und eine Erleichterung der Integration der Umsetzung der WRRL mit gesetzlich vorgegebenen Raumordnungsverfahren.

Ein Hauptziel war die Erstellung eines WRRL-konformen Bewirtschaftungsplanes für ein Pilotgebiet in jeder Partnerregion mit der Darstellung der erforderlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität des Oberflächen- und Grundwassers. Folgende Empfehlungen wurden erarbeitet:

1. Eine wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Vorbereitung und Umsetzung der Bewirtschaftungspläne ist die Erarbeitung der Zusammenhänge zwischen den Zielen der WRRL, notwendiger Umweltqualitätsziele für die Wasserkörper und den dazugehörigen maximalen zulässigen Belastungen. Die maximal zulässigen Belastungen bilden die Grundlage für die Gestaltung der Maßnahmenprogramme in den Flussgebietsplänen.
2. Es ist dringend erforderlich in den BERNET Partnerregionen integrierte Managementstrategien zu stärken, um alle wichtigen Belastungen der Gewässerumwelt zu charakterisieren und zusammenhängende und effiziente Strategien zu entwickeln, um diese Belastungen kosteneffektiv zu verringern.
3. Die gesetzlichen Möglichkeiten zur individuellen Regelung der Belastungen aus den verschiedenen relevanten Bereichen müssen bereits früh im Planungsprozess berücksichtigt werden, insbesondere die Möglichkeiten zur

individuellen Regelung der diffusen Einträge aus Land- und Forstwirtschaft. Art und Umfang der Belastungen unterscheiden sich dabei erheblich von Region zu Region.

4. Die Landwirtschaft stellt derzeit die Hauptquelle der Belastungen der Wasserkörper in den BERNET Partnerregionen dar. Eine zentrale und große Herausforderung der gesamten Ostseeregion besteht darin, eine Entwicklung hin zu gleichen Bedingungen zu schaffen. Diese muss die verschiedenen Ausgangsvoraussetzungen in den Anrainerstaaten berücksichtigen. Es ist daher von größter Bedeutung sicherzustellen, dass die integrierte Umsetzung der WRRL und der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (CAP) gelingt.
5. Natürliche Selbstentwicklung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten: Feuchtgebiete und unkultivierte / ungenutzte Flusstäler dienen als Schutzzone zwischen genutzten Flächen und Oberflächengewässern und verringern dadurch die Belastungen durch Verschmutzungen und physikalische Veränderungen aus Land- und Forstwirtschaft. Die BERNET Partner empfehlen eindringlich, dass die neuen EU Staaten ihren großen Anteil an Feuchtgebieten und unkultivierten / ungenutzten Flusstälern erhalten. Sie empfehlen zudem, dass die alten EU Staaten ihre Feuchtgebiete und ungenutzte Flusstäler wiederherstellen, um den natürlichen Wert einer Landschaft, die durch die landwirtschaftliche Nutzung dominiert wird, zu steigern.
6. Abwasser: Weiterhin besteht großer Bedarf für Investitionen in Kanalsysteme und Kläranlagen in den meisten Regionen, vor allem in den neuen Mitgliedsstaaten der EU. Das Thema bleibt jedoch auch in den alten EU-Mitgliedsstaaten wichtig, wo noch Probleme insbesondere in dünn besiedelten Gebieten und mit Regenwasserüberläufen bestehen.
7. Die Herstellung einer Verbindung zwischen biologischen Qualitätskomponenten und Belastungen ist erforderlich, um Vorhersagen zur Wirkung von Belastungsverringerungen zu ermöglichen.
8. Da Änderungen des Klimas die Belastungen verstärken oder abschwächen können, sollten solche Änderungen bei der Vorbereitung der Maßnahmenprogramme berücksichtigt werden.

Weitere Informationen können unter <http://www.bernet.org> abgerufen werden.

Autoren:

Thomas Hirschhäuser
Landesamt für Natur und Umwelt
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Germany

email: thirschh@lanu.landsh.de

Stig Eggert Pedersen
Fyns Amt, Odense (DK)
Fyns Amt, Ørbækvej 100,
DK- 5220 Odense SØ,
Denmark

email: sep@anv.fyns-amt.dk

Klaus-Gerhard KIRSTEIN, Peter KROST, Achim DASCHKEIT & Horst STERR

Kurzbeitrag: Das ökologische Potenzial der Kieler Innenförde und der unteren Trave (Projektvorstellung)

Extended abstract: The ecological potential of the inner Kiel Fjord and the River Trave estuary (project presentation)

Abstract

The water framework directive (WFD) of EU aims at a good ecological status for all water bodies within the EU in 2015: However, for heavily modified water bodies (HMWB), i.e. water bodies subject to major hydrological and/or morphodynamic changes, a return to natural conditions will be impossible without causing severe consequences for the economical and social structures. For these water bodies, the environmental objective for HMWB/AWB is a good ecological potential, instead of good ecological status. Within the Baltic Coast of Schleswig-Holstein, two water bodies have been identified to match the definition of HMWB: The inner part of Kiel Fjord, and the estuary of the River Trave estuary. The geographical department of Kiel University, together with the company CRM, Coastal Research & Management, are presently working on a concept for developing the ecological potential of these two water bodies. This project (October 2006 – March 2007) includes: Documentation and evaluation of anthropogenic use within the study areas; documentation of the existing natural compounds of the study areas, including geological and hydrological features; evaluation of the conflict potential between human use and requirements of nature; an assessment of the ecological potential of the resp. area. The project will differentiate between a maximal ecological potential (MEP) and a good ecological potential (GEP), while in the latter case the economic feasibility is also taken into account.

Keywords: Water Framework Directive, heavily modified water bodies, coastal management, Baltic Sea

Nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Erreichung des „guten ökologischen und chemischen Zustandes“ das Ziel für alle Gewässer im Bereich der EU. In manchen Fällen sind Gewässer allerdings so stark morphologisch und strukturell verändert, dass eine Rückkehr zu einem „guten ökologischen Zustand“ ohne gravierende Auswirkungen für das Wirtschafts- und Sozialleben kurz- und/oder mittelfristig nicht zu erreichen ist. Für so genannte „künstliche und/oder erheblich veränderte Gewässer“ können entsprechend der WRRL deutlich eingeschränkte Umweltziele festgelegt werden. Zielzustand für derartige Gewässer ist das so

genannte „gute ökologische Potenzial“, also ein Zustand des Gewässers, der unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht unbedingt, aber prinzipiell zu erreichen ist. Für Küstengewässer sind zur Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern folgende Kriterien heranzuziehen:

- Schifffahrt und Unterhaltung von Schifffahrtsstraßen,
- Küstenschutzbauwerke mit starkem hydrologischen und morphodynamischen Einfluss sowie
- starker Küstenverbau mit Hafenanlagen, Industrie, Spundwänden, Seebrücken, etc.

Im Bereich der schleswig-holsteinischen Ostseeküste wurden zwei Küstengewässer als „erheblich verändert“ ausgewiesen, die Innere Kieler Förde und der Unterlauf der Trave (ohne Dassower Binnensee und Pötenitzer Wik); aus Platzgründen werden die beiden Gewässer an dieser Stelle nicht näher beschrieben. Beide wurden in ihrem Wesen durch den starken Verbau durch Hafenanlagen, Werften und Spundwände sowie durch die Nähe urbaner Strukturen nachhaltig strukturell und morphologisch verändert. Im Rahmen des vorgestellten Projektes (Oktober 2006 – März 2007) werden im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) vom Geographischen Institut der Universität Kiel in Zusammenarbeit mit der Firma CRM (Kiel) für diese beiden Gebiete Konzepte zur Darstellung und zur möglichen Erreichung eines guten ökologischen Potenzials erarbeitet. Dazu werden u. a. folgende Punkte bearbeitet und – wo möglich – GIS-gerecht aufbereitet:

- Darstellung der land- und wasserseitigen anthropogenen Nutzungen in den Untersuchungsgebieten (sowohl aktuell als auch – in gewissem Umfang – retrospektiv, um auch auf diese Weise zusätzliche Anhaltspunkte für die Ableitung von Referenzbedingungen ableiten zu können);
- Darstellung des Ist-Zustandes der ökologischen Situation – hier wird die naturräumliche und ökologische Situation der Untersuchungsgebiete einschließlich ihrer geschichtlichen Entwicklung dargestellt; dies schließt die Geomorphologie und Hydrografie ein. Schwerpunkt dieses Arbeitspakets ist die Darstellung der gegenwärtigen ökologischen Situation der Untersuchungsgebiete im Vergleich zu ähnlich gearteten Wasserkörpern gleichen Typs, die als natürlich eingestuft wurden. Maßgebliche Parameter für die Analyse und Bewertung gemäß WRRL sind Phytoplankton, Phytobenthos und Zoobenthos.
- Darstellung der Konflikte zwischen menschlicher Nutzung und ökologischen Ansprüchen. Darzustellen sind bspw. Stressoren (Überdüngung, Toxine, etc.) und deren Folgen für Fauna und Flora.
- Darstellung des höchsten bzw. guten ökologischen Potenzials sowie Vorschläge für Maßnahmen zu deren Realisierung. Zum einen geht es hierbei um das höchste ökologische Potential (MEP) – hierunter sind im Sinne der Umsetzung Maßnahmen zu verstehen, die technisch machbar und sinnvoll sowie biologisch wirksam und typgerecht sind. Als Orientierung zur Einschätzung, ob diese Kriterien prinzipiell erfüllt sind, sind (1.) die rekonstruierten Referenzbedingungen der Natur vor dem Eingriff des Menschen bzw. vor dem Einsetzen der Industrialisierung (u. a. Auswertung vorhandener Karten aus den ca. letzten 150 Jahren) und (2.) die potentielle natürliche Besiedlung annäherungsweise so gut

von Stressoren, zu naturfreundlicheren Ufergestaltungen, zu künstlichen Substraten und zu Veränderungen und / oder Verlagerungen von Nutzungsformen zu erarbeiten. Dabei steht natürlich der Bestand der Nutzungen, die zur Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer geführt haben - also Schifffahrt, Küstenschutz, Hafenanlagen, Industrie, Spundwände, Seebrücken, etc. - nicht ernsthaft zur Disposition. Vielmehr soll das höchste ökologische Potential, welches sich unter diesen, als gegeben oder nur geringfügig beeinflussbar zu betrachtenden, Voraussetzungen entfalten kann, ermittelt, und Maßnahmen zum Erreichen des guten ökologischen Potentials herausgearbeitet werden.

Autoren:

Klaus-Gerhard Kirstein {korrespondierender Autor}
Geographisches Institut CAU Kiel
Ludewig-Meyn-Str. 14
24118 Kiel
Telefon 0431 / 880 21 64, Fax 0431 880 46 58
email: kirstein@geographie.uni-kiel.de

Peter Krost
Coastal Research & Management (CRM)
Tiessenkai 12
24159 Kiel
Telefon 0431 36 45 880, Fax 0431 36 45 888
email: peter.krost@crm-online.de

Achim Daschkeit
Geographisches Institut CAU Kiel
Ludewig-Meyn-Str. 14
24118 Kiel
Telefon 0431 / 880 34 34
Fax 0431 880 46 58
email: daschkeit@geographie.uni-kiel.de

Horst Sterr
Geographisches Institut CAU Kiel
Ludewig-Meyn-Str. 14
24118 Kiel
Telefon 0431 / 880 29 44
Fax 0431 880 46 58
email: sterr@geographie.uni-kiel.de

Alvin Angelo A. SALTING

Establishment of a community-based Marine Protected Area in a highly industrialized zone

Introduction

The Philippines being surrounded by the sea is blessed with diverse ecosystems ranging from tropical rain forests to coral reefs. However, intense anthropogenic stresses have reduced these vital ecosystems in a very critical level contributing to the decline in environmental quality. The thrust of the Philippine government and its society is the restoration of these ecosystems. One such area is the village of Lasang in Davao City in the south of the Philippine islands.

The primary objective of this project is to determine an appropriate area where to establish a Marine Protected Area (MPA), given various considerations from biophysical, social and institutional factors. Together with the representatives from the fishermen organizations and the BFARMC (Barangay Fisheries and Aquatic Resources Management Council), an area of roughly 300 ha was considered as study area. This study included the various habitats such as coral reefs, sea grass beds and mangroves of the said village.

The foremost attraction of this site is the regular presence of the endangered whale shark (*Rhincodon typus*). Anecdotal evidences point to the regular feeding of juvenile whale sharks in the area. In addition, regular sightings of marine turtles have been recorded. In fact, a number of marine turtles have already been tagged and released. However, much is needed to be done to protect these species and the habitats they rely on.

Currently, there is an active and registered Peoples Organization (PO) in the area that is actively involved in mangrove rehabilitation as well as fishery law enforcement. A locally-managed MPA was planned and will be implemented in three cycles. The first cycle, which is partly completed, is the establishment of the MPA and the capacitation of the community. The second cycle includes the establishment of a community-based sanitation system that would help improve the water quality of the area considering the absence of such a facility. And the third cycle is the implementation of a community-based whale shark ecotourism to augment local income and to sustain and generate support for the management of the MPA.

Profile of the area

Barangay Lasang is geographically located at 7°15 N and 125°40 E. It is the northernmost coastal barangay (village) of Davao City under the district of Bunawan having a land area of 604 ha and a population of 7,462. This village is situated within the northern portion of the Davao Gulf (Fig.1) and is influenced by many stresses ranging from destructive fishing, overfishing and effluents. Furthermore, being within the industrial zone of the city, its coastal resources are in severe threat.

The marine area of the barangay is sheltered having a 5 – 45 degrees reef slope and a low topographic complexity.

To obtain data on the current status of the area several field survey methods were applied. By a combination of manta tows (an observer pulled by a small boat), SCUBA point intercept transects and application of the Global Positioning System (GPS) it was possible to obtain a map of the area and its habitats in a Geographical Information System (GIS). To assess the pressure by fishing, visual fish censuses and fishing gear surveys were conducted. A stakeholder analysis assessed the interests in the area and its resources.

Using the GPS, a perimeter survey of the existing habitats in the area was undertaken to give spatial information that could help determine the boundaries of the marine protected area. Approximated areas of 12 ha for mangrove, 65 ha for seagrass and 3 ha for coral reef were generated (Fig. 1). It is interesting to note the extensive fishpond (50 ha) and build-up areas (51 ha) that affects the water quality within the coastal and marine habitats in the area. The core or inside zone of the future MPA, which will be the no activity zone, will encompass all the boundaries of the coastal ecosystems and the buffer or outside zone (regulated zone) would be the area outside the bounds of the coral reef and seagrass bed towards deeper water.

An initial data gathering of the reef habitat was conducted by 6 transects laid in representative areas of the coral reef. The mean live coral cover is 46% suggesting a fair condition. It is dominated by non-acroporan species with an average of 23% but is also made up of a promising 15% of the faster growing *Acropora*. However, it should be noted that there is a considerable portion of rubble (13%) in the reef that would indicate heavy destructive fishing from the past. Moreover, bottom substrate consisted mostly of silt that would indicate sedimentation from the floodplains of the region. Solid wastes were likewise observed during the study that would indicate problems in solid waste disposal. Recent breakages of the corals were mostly from anchors of subsistence fishermen from the area.

Fish visual census revealed a dominance of damselfish (Pomacentridae) with a mean fish abundance of 64 individuals per 500 m² area followed by cardinalfishes (Apogonidae) [60], fairy basslets (Anthiinae) [19] and wrasses (Labridae) [10]. It is interesting to note the dominance of herbivorous fish families presumably because of the high cover of algae in this area.

The fish population of the area can be considered to be in poor condition based on the ratings from Hilomen et al. However, it can be noted that the number of

benthic fish families that could be found is remarkable considering the immense pressure these ecosystems are under being within the industrial zone of a big city.

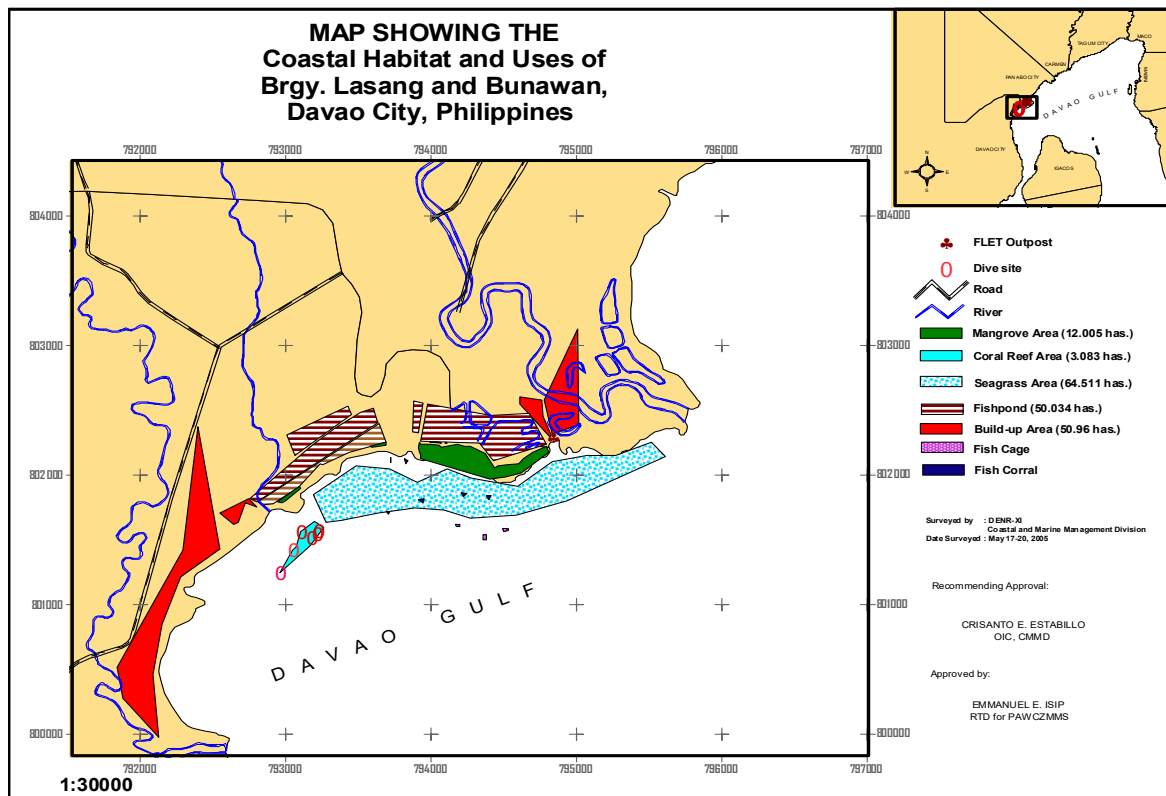


Fig. 1 Study area

In addition, interviews through focus group discussions with fishermen and fish traders was also undertaken to determine the type of fishing gears used, kinds of fish caught and the weights of the fish caught per fishing trip to determine the catch per unit effort (CPUE) of the fisher folks. Based on the responses, the CPUE is 1.25 to 5 kg/hr. for seines using motorized boats, 1-2.5 kg/hr for fishnets using motorized boats and 1-1.67 kg/hr for hook and line.

The relatively expansive seagrass area represents a habitat for highly abundant shrimps. This may be the reason why juvenile whale sharks frequent the area. Furthermore, because of the expansive seagrass beds, 2 species of marine turtles (*Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricate*) can also be found in the area.

Although the sharks are afforded temporary protection due to publicity, there is a great need to establish or institutionalize a protection and conservation program for these gentle giants. There is pressing need to conduct massive education outreach as well as protection of its critical habitat, not to mention advocacy to the local government to institutionalize local protection of the animals.

Currently, there is an active and registered Peoples Organization (PO) in the area that is actively involved in mangrove rehabilitation activities as well as fishery law enforcement. These organizations have professed interest in establishing an MPA in their area thus the initial studies were conducted. However, much is still

needed to capacitate this PO leading to effective and efficient management of such an MPA to be established.

In order to augment from the continuous anthropogenic impact, it is necessary to implement waste water management (cycle 2) with the construction of a community based sanitation system that includes cooperative action with the local government and local water district that would support the infrastructure. The design of a user-pay system shall generate revenue to sustain the operation of such system.

In cycle 3 the community shall be given the opportunity to earn a living by soft whale shark tourism rather than by overexploiting the system. The implementation will include infrastructure development programs (e.g. road signs, shark friendly boats, visitor center), habitat management programs (MPA, closed seasons), an education program together with monitoring and scientific research.

Author:

Alvin Angelo A. Salting
Dept. of Environment and Natural Resources
Coastal and Marine Management Division
Davao City, Philippines

Verena SANDOW

Kurzbeitrag: Polykultur in der Ostsee – Vision und Realisierung

Keywords: Aquakultur, Überfischung

Alleine Aquakultur, also die kontrollierte Aufzucht von Pflanzen und Tieren im Meer bzw. Süßwasser, hat in Zeiten globaler Überfischung das Potential für Ertragssteigerungen aquatischer Produkte für den menschlichen Konsum in der Zukunft. Mit über 40 Mio. t Produktion und ca. 10 % Wachstum pro Jahr ist Aquakultur ein bedeutender Wirtschaftszweig (FAO 2004).

Vorteile von nachhaltiger Aquakultur sind z.B.:

- keine Überfischung von Zielarten, keine ungewollten Beifänge, keine Zerstörung des Meeresbodens,
- hoch-qualitative Nahrung u. a. Produkte,
- nachhaltige Beschäftigung,
- Kontrolle der Umwelteinträge einschließlich der Möglichkeit der Modellierung und damit der Gegensteuerung möglicher Umwelteffekte.

Potentielle Nachteile, besonders in der Fisch-Aquakultur, sind z.B.:

- Eintrag organischen Materials durch das Futter (nur ca. 1/3 des organischen Materials wird in Fisch-Biomasse umgewandelt),
- Sauerstoffzehrung im Wasser, mit negativen Folgen für die Meeresumwelt,
- ggf. Eintrag von Medikamenten in das Wasser,
- ggf. Proliferation von Fischkrankheiten- und, -parasiten, Eintrag von Betriebsstoffen (Öl, Müll, etc.).

Nicht relevant in Europa, aber häufig diskutiert wird in diesem Zusammenhang auch die Freisetzung transgener Organismen durch das Entweichen genmanipulierter Individuen (Piker et al. 1998). Überdies treten häufig - vor allem bei offenen Aquakulturanlagen - Nutzerkonflikte mit Tourismus, Schifffahrt, Militär, und anderen Anlagen-Betreibern auf.

Nachhaltige, umweltverträgliche Aquakultur sollte, gerade in Zeiten von Eutrophierung (eines der Hauptprobleme in der Ostsee [HELCOM 2005]), eine neutrale Umweltbilanz aufweisen. Dies kann durch einen Polykultur-Ansatz erreicht werden, mit einem Nährstoffgleichgewicht zwischen Produzenten (z. B. Algen) und Konsumenten (z. B. Muscheln, Fische) und/oder Destruenten (z.B. Polychaeten). Die überschüssigen Nährstoffe der Konsumenten (Futterreste, Faeces) werden von den Sauerstoff-produzierenden Organismen aufgenommen und bei der Ernte dem gesamten System entnommen (Tab. 1). Dabei haben alle in der Polykultur

gezüchteten Arten ein wirtschaftliches Potential durch Produktdiversifikation über den Ernährungssektor hinaus (Kosmetik, Pharmazie, Nahrungsergänzung, nachwachsende Rohstoffe für den technischen Bereich).

Vorteile einer offenen Aquakultur sind u. a. die Vorkultivierung im Labor unter kontrollierten Bedingungen, die Ansaat auf optimalem Substrat (z. B. Langleinen), das Wachstum einheimischer Arten in ihrem natürlichen Lebensraum und das Wegfallen der Kosten für eine entsprechende Technik und Logistik wie bei landbasierter Aquakultur.

Erfolgreiche Polykultur-Systeme in Kanada (Neori et al. 2004) und viel versprechende Projekte in der Nordsee und im Atlantik (Buck 2002, Lüning 2001) haben uns ermutigt, einen Polykultur-Ansatz mit der kombinierten Zucht von Algen und Muscheln bzw. Fischen zu verfolgen. Die Firma CRM (Coastal Research & Management GbR, Kiel) betreibt die erste Algenfarm in der Ostsee (CRM 2001). Aus der einheimischen Alge (Zuckertang *Saccharina latissima*, früher: *Laminaria saccharina* [Lane et al. 2006]) werden Produkte für den Nahrungsmittelsektor, der Kosmetikbranche und im pharmazeutischen Bereich gewonnen bzw. erprobt (CRM 2004, CRM et al. 2005). Die Langleinen mit den im Labor vorgezüchteten Braunalgen befinden sich je nach Standort in einer Wassertiefe zwischen 3 und 8 Metern auf einer Gesamtfläche von ca. 1 ha. Auf dem Weg zur Realisierung einer kombinierten Aquakultur in der Ostsee wurden seit 2005 folgende Experimente getätigt: Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden Algen und Miesmuscheln im Labor miteinander vergesellschaftet, wobei die Anwesenheit von *Mytilus edulis* das Wachstum von *Saccharina latissima* positiv beeinflusste (Kerschhaggl 2006). In der Saison 2005/06 wurden Algenleinen zwischen Netzkäfige mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*; Fischfarm „Kieler Lachsforelle“, T. Jäger-Kleinicke) gespannt; nach 6 Monaten erreichten die Braunalgen mehr als die doppelte Länge, verglichen mit dem Wachstum in der Algenfarm. Verschiedene Siedlungssubstrate für Miesmuscheln wurden in diesem Jahr in der Kieler Förde ausgebracht, parallel dazu werden Larven im Labor aufgezogen, um eine kontrollierte Ansaat auf Leinen – wie bei den Algen – zu ermöglichen.

Tab. 1 Stickstoffbilanz in der Polykultur, Rechenbeispiel. Zahlen u.a. nach Gowen & Bradbury (1987)

Organisms: Fresh weight in kg per year

	Fish		Mytilus		Laminaria
Input	7'200		0		0
Food conversion rate	1,2				
N content (% dry weight)	7				
N content (fresh weight)	520				
Output	6'000		6'000		60'000
Dry weight			1'800		11'000
N content (% dry weight)	3		7		3
Waste Nitrogen	350	From fish food	80	From excretion	
Dissolved	330		80		
Particulate (in sediment)	20				
Output Nitrogen	170		120		300
			120 - 350 = 230		300 - 230 = 70
			Diss. 330 + 80 = 410		Diss. 300 - 410 = 110
			Part. 120 - 20 = 100		
			350+80-120 = 310		300 - 310 = 10

Wenn die „richtigen“ Arten in dem richtigen Mengenverhältnis zueinander am richtigen Ort miteinander kombiniert werden, kann die Nährstoffbilanz neutral oder sogar positiv ausfallen (s. Tab. 1).

Generell gilt: Es gibt für eine nachhaltige, kombinierte Aquakultur in der Ostsee nicht nur eine Lösung, sondern viele umweltentlastende Ansätze, von denen die von CRM vorgestellte Polykultur *eine* realisierbare Möglichkeit ist.

Literatur:

- Buck BH (2002) Open Ocean Aquaculture und Offshore-Windparks - Eine Machbarkeitsstudie über die multifunktionale Nutzung von Offshore-Windparks und Offshore-Marikultur im Raum Nordsee. – Berichte zur Polar- und Meeresforschung 412, 252 p
- CRM (2001) Wirtschaftliches und ökologisches Potential der Aquakultur einheimischer Makroalgen - ein Modell für die nachhaltige Bewirtschaftung der Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste. – Abschlußbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (AZ 14738 - Referat 33/2). 38 p
- CRM (2004) Anbau von *Laminaria saccharina* in der westlichen Ostsee, Entwicklung von Kultivierungstechnik und Verarbeitungsmethoden (1.4.2001-31.8.2004). – Abschlußbericht für das Wirtschaftsministerium Schleswig-Holstein. 21 p (mit Anhang)
- CRM, IFM-GEOMAR, MARILIM (2005) Isolierung und Charakterisierung neuer Wirkstoffe aus *Laminaria saccharina*, *Halichondria panicea* und assoziierten Mikroorganismen. – Abschlußbericht zum Verbundvorhaben, im Auftrag des Wirtschaftsministeriums Schleswig-Holstein. 19 p
- FAO (2004) The state of world fisheries and aquaculture 2004. ISBN 92-5-105177-1
- Gowen RJ, Bradbury NB (1987) The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. – Oceanography and Marine Biology 25: 563-575
- HELCOM (2005) Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. – Baltic Sea Environment Proceedings No. 100, 24 p.
- Kerschhaggl R (2006) Untersuchungen zum Einfluß der Muschel *Mytilus edulis* auf das Wachstum der Alge *Laminaria saccharina*. – Diplomarbeit des Studiengangs Umweltwissenschaften. Fakultät für Biologie der Universität Bielefeld. 86 p (mit Anhang)
- Lane CE, Mayes C, Druehl LD & Saunders GW (2006) A multigene molecular investigation of the kelp (Laminariales, Phaeophyceae) supports substantial taxonomic re-organization. – Journal of Phycology 42 (2) 493-512
- Lüning K (2001) SEAPURA: Seaweeds purifying effluents from fish farms, an EU project coordinated by the Wattenmeerstation Sylt. – Wadden Sea Newsletter, 2001-2, 20-21
- Neori A, Chopin T, Troell M, Buschmann AH, Kraemer GP, Hallin C, Shpigel M & Yarish C (2004) Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. – Aquaculture 231: 361-391
- Piker L, Krost P, Heise S & Hiegel C (1998) Kompendium der für Freisetzen relevanten aquatischen Organismen. – Texte 33/98, Umweltbundesamt (ed.), 127p

Autoren:

Verena Sandow
CRM Coastal Research & Management
Tiessenkai 12
24159 Kiel

email: verena.sandow@crm-online.de
Internet: www.crm-online.de

